

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLITUKSEN MONISTESARJA

Nro 22

TURVETUOTANNON JA MAATALOUDEN
VESISTÖHAITAT JA NIIDEN
VÄHENTÄMINEN

Oulun vesistötutkimuspäivät
7. - 8.4.1987

VESI - JA YMPÄRISTÖHALLITUKSEN
MONISTESARJA

Nro 22

TURVETUOTANNON JA MAATALOUDEN
VESISTÖHAITAT JA NIIDEN
VÄHENTÄMINEN

Oulun vesistötutkimuspäivät
7. - 8.4.1987

Vesi- ja ympäristöhallitus
Helsinki 1987

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLITUKSEN
MONISTESARJA

Tekijät ovat vastuussa julkaisun sisällöstä, eikä siihen voida vedota vesi- ja ympäristöhallituksen virallisena kannanottona.

Julkaisua saa teknillisestä tutkimustoimistosta

ISBN 951-46-9651-4
ISSN 0783-3288

Painopaikka: Vesi- ja ympäristöhallituksen monistamo,
Helsinki 1987

ALKUSANAT

Oulun yliopisto, vesi- ja ympäristöhallinto, Valtion teknillinen tutkimuskeskus ja Oulun lääninhallitus järjestävät yhdessä 7. - 8.4.1987 Oulun vesistötutkimuspäivät, joiden teemana on TURVETUOTANNON JA MAATALOUDEN VESISTÖHAITAT JA NIIDEN VÄHENTÄMINEN. Päivien tarkoituksena on aihepiiriin liittyvien tutkimusten ja niiden tulosten esitteleminen, tutkimuksen ja tutkimusyhteistyön tehostaminen ja tutkimustarpeiden määrittäminen Suomessa ja muualla saatujen kokemusten pohjalta. Vesistötutkimuspäivien toteuttamisesta vastaa järjestelytoimikunta, jonka kokoonpano on seuraava:

Ylitarkastaja Urpo Myllymaa, Oulun vesi- ja ympäristöpiiri, puheenjohtaja
Professori Seppo Mustonen, vesi- ja ympäristöhallitus
Toimistopäällikkö Hannu Laikari, vesi- ja ympäristöhallitus
Tekn. lis. Esko Lakso, Kokkolan vesi- ja ympäristöpiiri
Professori Jussi Hooli, Oulun yliopisto
Dosentti Kalevi Kuusela, Oulun yliopisto
Lab.johtaja Heikki Matala, Valtion teknillinen tutkimuskeskus
Dosentti Erkki Alasaarela, Valtion teknillinen tutkimuskeskus, sihteeri
Varatuomari Pirjo Jalonen, Oulun lääninhallitus

Vesistötutkimuspäivät avaa maaherra Ahti Pekkala. Puheenjohtajina toimivat professori Seppo Mustonen, dosentti Pertti Heinonen, professori Jussi Hooli ja dosentti Erkki Alasaarela. Käytännön järjestelyt hoitaa Oulun yliopiston täydennyskoulutuskeskus suunnittelija Seppo Collanin ja Arja Karukan johdolla.

Oulussa 25.3.1987

Järjestelytoimikunta

OHJELMA JA SISÄLLYSLUETTELO

Sivu

Tiistai 7.4.1987

Puheenjohtaja: professori Seppo Mustonen

8.30-10.00	Ilmoittautuminen	
10.00-10.15	Avaus, maaherra Ahti Pekkala	
10.15-10.45	Hajakuormitus, vt. prof. Harri Seppänen, Helsingin yliopisto	3
10.45-11.30	Pollution from dairy and beef farming in England and Wales (Maidon- ja lihantuotantotilojen vesistökuormitus Englannissa ja Walesissa), Dr. R.P. Merriman	11
11.30-11.45	Keskustelu	
11.45-12.45	Lounastauko	
12.45-13.30	The effects of drainage on the geochemistry of peatland waters (Kuivatuksen vaikutukset turvemaiden vesien geokemiaan), Dr W. Shotyk, Kanada	23
13.30-14.00	Uutta turvetuotannosta vesistöjen kuormittajana, MML Tapani Sallantaus, Suomen Akatemia	45
14.00-14.20	Turvetuotanto ja kalatalous FK Antti Ylitalo, Oulun kalastuspiiri	55
14.20-14.30	Keskustelu	
14.30-15.00	Kahvitauko	

Puheenjohtaja: dosentti Pertti Heinonen

15.00-15.20	Tulvakausion merkitys ravinteiden huuhtoutumiseen eräältä maatalousalueelta, MMK Seppo Rekolainen ja TkT Pertti Seuna, vesi- ja ympäristöhallitus	61
15.20-15.40	Eroosio- ja sedimentaatiokysymykset jokien valuma-alueilla, apul.prof. Hannu Mansikkaniemi, Turun yliopisto	67
15.40-16.00	Haja- ja sisäkuormitus - häiriköt järvelle tutkimukselle ja hallinnolle, MMK K. Matti Lappalainen, Vesi-Eko Ky ja DI Olli Varis, Teknillinen korkeakoulu	75
16.00-16.20	Hajakuormituksen arvioiminen paleolimnologisilla menetelmillä, dosentti Heikki Simola, Joensuun yliopisto	85
16.20-16.30	Keskustelu	

Keskiviikko 8.4.1987

Puheenjohtaja: professori Jussi Hooli

- 8.15- 9.00 Hajakuormituksen huomioon ottaminen vesien-
suojelussa, dosentti Pertti Heinonen, vesi-
ja ympäristöhallitus, MML Urpo Myllymaa,
Oulun vesi- ja ympäristöpiiri 93
- 9.00- 9.20 Turkistarhauksen aiheuttama vesistökuormitus,
insinööri Samuli Kleimola, Kokkolan vesi- ja
ympäristöpiiri 107
- 9.20- 9.30 Keskustelu
- 9.30-10.00 Kahvitauko
- 10.00-10.25 Evijärvi - maatalouden jätevesien pilaama
järvi, MMT Kaj Granberg, Jyväskylän yli-
opisto 115
- 10.25-10.50 Hajakuormituksesta Kiiminkijoen vesistössä,
FL Pekka Hynninen, Oulun vesi- ja ympäris-
töpiiri 127
- 10.50-11.15 Vantaanjoen vesistön hajakuormitusselvitys,
toim.joht. Ossi Jokinen, Vantaanjoen ja
Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistys ry. 137
- 11.15-12.15 Lounastauko
- 12.15-13.45 Erilliset keskustelut turvetuotannon ja
maatalouden vesiensuojelutekniikan kehittä-
misestä
- Workshop I
- Turvetuotannon vesiensuojeluteknologian
kehittäminen, alustaa TkL Esko Lakso,
Kokkolan vesi- ja ympäristöpiiri 147
 - Vesiensuojelu turvetuottajan näkökulmasta,
FL Pirkko Selin, Vapo Oy 153
 - Keskustelu
- Workshop II
- Maatalouden vesiensuojelutoimenpiteistä,
alustaa MMK Pirkko Valpasvuo-Jaatinen,
vesi- ja ympäristöhallitus 163
 - Vesiensuojelu maataloustuottajan näkökul-
masta, varatuomari Esko Ala-Ketola, MTK 171
- 13.45-14.15 Kahvitauko

Puheenjohtaja: dosentti Erkki Alasaarela

- 14.15-15.00 Workshop -yhteenvedot ja keskustelua

- 15.00-15.45 Valmistellut puheenvuorot,
MMT Tapani Kohonen, ympäristöministeriön
meriympäristön neuvottelukunta, 173
MMK Into Kekkonen, ympäristöministeriö,
ylitarkastaja Pertti Sevola, Vaasan vesi- ja
ympäristöpiiri
- 15.45-16.00 Hajakuormitus - mitä tiedetään, mitä pitäisi
tietää, MMT Lea Kauppi, vesi- ja ympäristö-
hallitus 193
- 16.00-16.15 Päätössanat, prof. Seppo Mustonen, vesi- ja
ympäristöhallitus

H A J A K U O R M I T U S

1. JOHDANTO

Hajakuormituksella tarkoitetaan yleensä sellaista ihmisen toiminnasta aiheutuvaa vesien kuormitusta, joka tulee veisiin maaperän kautta tai suoraan muuten kuin yhteen purkupaikkaan. Sitä syntyy hyvin erilaisten toimintojen seurauksena. Voidaankin sanoa, että kaikki ihmisen toiminnot aiheuttavat tavalla tai toisella vesistöihin kohdistuvaa hajakuormitusta.

Merkittävimmit hajakuormituksen aiheuttajat ovat maa- ja metsätalous sekä haja- ja loma-asutus. Näiden lisäksi hajakuormitusta aiheuttavat vielä: leirintäalueet, majoitusliikkeet, varuskunnat, koulutuskeskukset, huvipaikat, lomakylät, kaatopaikat, hautausmaat, liikenne, uitto, vesistörakentaminen, tekoaltaat, turkistarhaus, turvetuotanto sekä kalanviljely (Vesiensuojelun tavoiteohjelma vuoteen 1995). Hajakuormitukseen voidaan katsoa kuuluvan myös ilman kautta kulkeutuva ainevirta. Näin ollen ilmakehästä kuivalaskeumana ja sateen mukana laskeutuvat aineet aiheuttavat hajakuormitusta. Ajankohtaisimpia näistä ovat olleet happamat sateet ja radioaktiivinen laskeuma.

Tällä hetkellä ja myös tulevaisuudessa kasvinravinteet, typi ja fosfori ovat merkittäviä hajakuormituksen kautta vesistöihin kulkeutuvista aineista. Hajakuormitus tulee aina tavalla tai toisella rehevöittämään vesistöjä.

Vesistöihin kulkeutuu hajakuormituksena myös monenlaisia elävälle ekosysteemille haitallisia kemikaaleja: raskasmetalleja, torjunta-aineita sekä öljytuotteita.

Jos pyritään ennakoimaan hajakuormituksen merkitystä ensi vuosituohannella, joskus 2100-luvulla, niin on todettava, että vesistöihin kohdistuva teollisuuden ja keskitetyn asutuksen aiheuttama pistekuormitus ei todennäköisesti ole silloin enää merkittävä vesistöjä ja koko luontoa uhkaava tekijä. Jäteveden käsittelymenetelmät ovat silloin jo niin kehittyneitä, että vesistöihin joutuvien ravinteiden ja muiden epäorgaanisten ja orgaanisten aineiden päästöt pystytään hallitusti kontrolloimaan. Teollisuudessa toteutetaan varmaan kautta linja täysin suljettu veden kierto. Teollisuus ei ole ensi vuosituohannella enää merkittävä vesistöjen kuormittaja.

Tulevaisuudessa hajakuormitus jääkin merkittävimmäksi vesistöjä kuormittavaksi tekijäksi. Tällä hetkellä hajakuormituksen osuus vesistöihin kohdistuvasta ravinnekuormituksesta on fosforin osalta n. 60 % ja typen osalta vastaavasti n. 62 % (Vesiensuojelun tavoiteohjelma vuoteen 1995).

Tulevaisuudessa nämä %-osuudet ovat varmasti suuremmat, jopa lähelle 90 % kokonaiskuormituksesta saattaa tulevaisuudessa tulla yksinomaan hajakuormituksesta.

Taulukko 1. Ravinteiden päästömäärät erilaisista toiminnoista vuonna 1984. Taulukko otettu valikoiden ja täydentäen Vesiensuojelun tavoiteohjelmasta vuoteen 1995.

Toiminta	Kuorma, tonnia vuodessa			
	Fosfori	%	Typpi	%
Viemäröidyt yhdyskunnat	570	40	13 800	38
Massa- ja paperiteollisuus	675		4 230	
Muu teollisuus yht.	102		2 530	
Peltoviljely	1 400	60	31 000	62
Karjatalous	400		1 000	
Turvetuotanto	8		250	
Turkistarhaus	50		500	
Kalankasvatus	123		899	

Tässä yhteydessä on huomattava, että maa- ja metsätalouden kannalta hieman synkähkö ennuste ei välttämättä tarkoita sitä, että näiden toimintojen aiheuttama hajakuormitus kasvaisi siinä määrin, että teollisuuden vaikutus jäisi näiden varjoon. Syy on yksinkertaisesti vain se, että teollisuuden aiheuttama kuormitus voidaan ratkaista ja jäljelle jää vain muu hajakuormitus.

Ravinteiden aiheuttama kuormitus ei tulevaisuutta ajatellen ole kuitenkaan vesiensuojelun suurin ongelma. Jo nyt tiedetään sekä teoreettisesti että käytännössä, miten tärkeimmät ravinteet käyttäytyvät vesiekosysteemeissä. Ravinteet ovat luonnon omia tuotteita. Ne kuuluvat olennaisena osana elävään ekosysteemiin. Voidaan sanoa, että tulevaisuus kohtaa ravinteiden aiheuttaman ongelman tuttua ja perin pohjin tutkittuna. Kokonaisuudessaan ravinteiden aiheuttama ongelma on vesiensuojelun vihollinen, jonka aseet ja strategia tunnetaan ja hallitaan.

Aivan toisenlaisen haasteen edessä ollaan kun arvioidaan ympäristön kemiallista pilaantumista (Kajosaari, 1987). Kemian teollisuus on tulevaisuuden teollisuutta. Voidaan olettaa, että se on myös Suomessa tulevaisuudessa voimakkaasti kehittyvä teollisuuden haara. Teollisuus kokonaisuudessaan tuottaa kiihtyvällä nopeudella yhä uusia, lähinnä orgaanisen kemian tuotteita. Näiden synty, käyttö ja hävitys tuottaa ympäristöön yhdisteitä, joiden merkitystä ekosysteemin elämälle ei vielä täysin tunneta. Tulevaisuudessa saatetaan tuottaa vielä tällä hetkellä tuntemattomiakin kemian tuotteita, joiden ympäristövaikutuksista meillä ei ole, eikä voi ollakaan minkäänlaista käsitystä. Nämä ekosysteemille vieraat yhdisteet muodostavat tulevaisuuden vesiensuojelijoille vihollisen, joka on kätkeytynyt mustan naamion taakse, ja jonka aseista ja strategiasta meillä ei ole juurikaan käsitystä.

Pistekuormitusta on pyritty vähentämään tehostetulla jätteiden käsittelyllä. Jätteiden hävittäminen, tai paremminkin niiden kemiallisen luonteen muuttaminen toiseksi esim. polttamalla, aiheuttaa sen, että ennen pistekuormituksena vesistöön päästetty jäte leviää "hävityksen" jälkeen entistä laajemmalle alueelle ilmakulkeutumisen kautta hajakuormituksena. Näennäisesti parannettu jätteenkäsittely saattaa vain muuttaa kuormituksen luonnetta.

Tällä hetkellä ilmakulkeutumisen kautta leviävät vesistöjä happamoittavat vaikutukset muodostavat erittäin merkittävän ekologisen uhan vesiekosysteemeille ja terrestriselle ekosysteemille. Happamoitumisen ympäristövaikutukset ovat metsille ja jopa ihmisen terveydelle niin merkittäviä, että tulevaisuudessa ei ilmakehään enää päästetä happamoittavia tai muulla tavalla ekologisesti vahingollisia aineita. Painet happamoitumisongelman ratkaisemiseen ovat suuremmat muualla kuin vesistöjen kohdalla. Kun happamat sateet saadaan kuriin tulevaisuudessa, jää vesistöjen happamoitumisongelma kuitenkin edelleen vesiensuojelun erääksi keskeiseksi ongelmaksi. Vielä ei ole riittävästi tietoa siitä, kuinka kauan happamoituneiden järvien palautuminen normaaleiksi kestää.

1.1 HAJAKUORMITUKSEN ERI MUODOT JA NIIDEN TULEVAISUUDEN NÄKYMÄT

Seuraavassa pyritään tarkastelemaan hajakuormitusta aiheuttavien toimintoja lähinnä tulevaisuuden kannalta. Tarkoitus on tarkastella niitä kulttuuritoimintoja, joiden voidaan katsoa olevan tulevaisuudessa merkittävimpiä hajakuormittajia.

1.11 M a a - j a m e t s ä t a l o u s

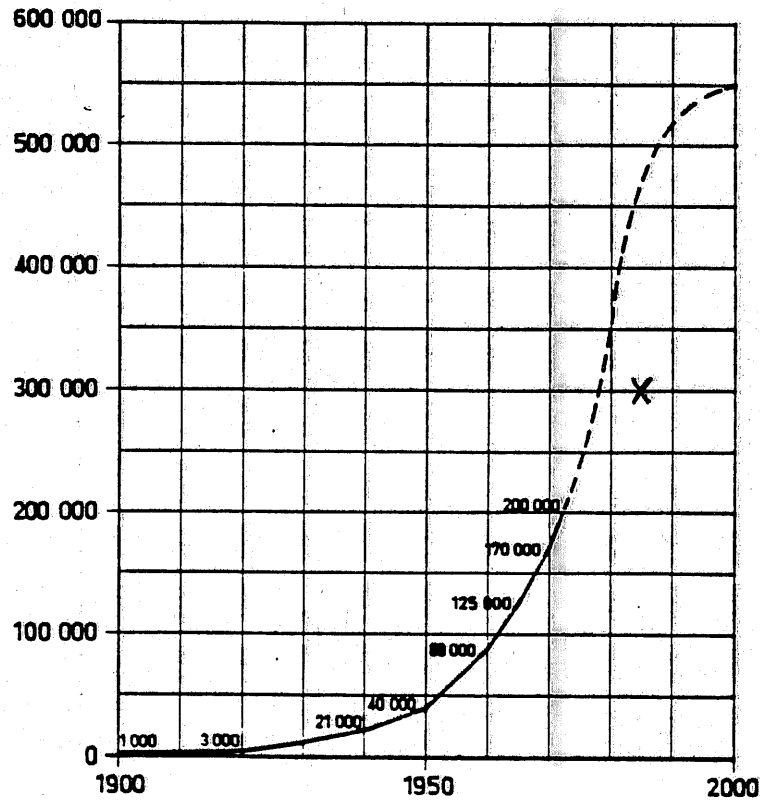
Maa- ja metsätaloudessa pyritään tulevaisuudessakin yhä parempaan tuottavuuteen. Molemmilla sektoreilla on pyrkimys tehostettuun viljelyyn. Tämä edellyttää entistä suurempaa lannoitteiden ja torjunta-aineiden käyttöä. Tästä tulee vääjäämättä aiheutumaan myös vesiensuojeluongelmia. Maa- ja metsätalouden tavoiteohjelmat 2000-luvulle muodostavat riskin vesiensuojelulle. Näiden toimintojen osuus koko hajakuormituksesta saattaa tulla hallitsevaksi. Tulevaisuuden ongelmien ratkaisua olisi jo nyt ryhdyttävä tehokkaasti tutkimaan.

1.12 H a j a - j a l o m a - a s u t u s

Tähän ryhmään voidaan sisällyttää myös kaikki muutkin vapaa-aikaan liittyvät toiminnat kuten leirintämatkailu, veneily ja muu vapaa-ajanvietto.

Yhteisten viemärilaitosten ulkopuolella olevilta haja-asutusalueilta johdettavissa jätevesissä on arvioitu olevan BOD₇-kuormaa 17 000 tonnia, fosforia 1 300 tonnia ja typpeä 5 200 tonnia vuodessa. Vesistökuorma on kuitenkin huomattavasti pienempi muun muassa sakokaivokäsittelyn ja maa-

perässä tapahtuvan puhdistumisen johdosta. Arvoissa ei ole huomioitu loma-asutuksen osuutta (Vesiensuojelun tavoiteohjelma vuodelle 1995).



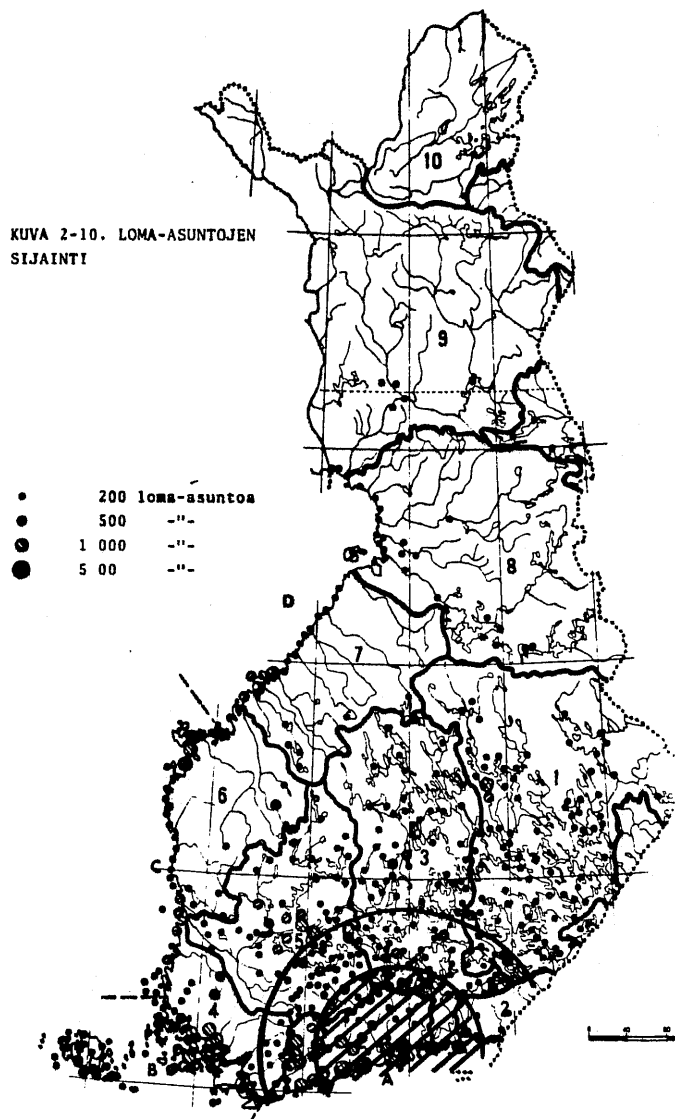
Kuva 1. Loma-asutuksen määrän kehittyminen vuodesta 1900 vuoteen 1973 sekä ennuste vuoteen 2000 (Vesiensuojelun periaatteiden soveltamisesta, 1976). Kuvaan merkitty riskillä vuoden 1986 tilanne (Vesiensuojelun tavoiteohjelma vuoteen 1995).

Loma-asutus tulee mitä todennäköisimmin voimakkaasti laajenemaan ensi vuosituhaten alussa. Muun haja-asutuksen suhteen ei liene odotettavissa oleellista määrällistä muutosta. Suomen maaseudulla asuu tällä hetkellä n. 1.7 miljoonaa vakituista asukasta ja noin 1 miljoona kesäasukasta.

Vapaa-ajan lisääntyminen ja odotettavissa oleva työaikojen uudelleen järjestely tulevat aiheuttamaan sen, että varsinaisten asutustaajamien ulkopuolella tullaan tulevaisuudessa viettämään yhä enemmän aikaa. Joskus vuonna 2100 saat-
taa olla mahdollista, että puolet vuodesta vietetään mat-
kaillen tai loma-asunnolla. Tulevaisuudessa haja-asutusalu-
eelle tulee kohdistumman nykyistä suurempi henkilö/vuoro-
kausipaine. Kun otetaan huomioon ihmisten kasvavat tarpeet

ja kohoava elintaso, loma-asumukset tulevat muistuttamaan yhä enemmän vakituista talviasuntoa. Monipuolistuva varustelutaso lisää veden käyttöä ja tuottaa yhä enemmän ja yhä monipuolisempia jätteitä. Loma-asutus tulee todennäköisesti tulevaisuudessakin olemaan todellista haja-asutusta. Tästä tulee aiheutumaan kasvavaa hajakuormituspainetta vesistöihin.

Lisääntyvä vapaa-aika, parantuneet kulkuyhteydet ja kulku-
neuvot tulevat aiheuttamaan sen, että joskus 2000-luvulla vapaa-aikaa tullaan viettämään merkittävästi laajemmalla alueella kuin nykyisin.



Kuva 2. Loma-asuntojen sijainti (Vesiensuojelun periaatteiden soveltamisesta, 1976). Kuvaan on piirretty Helsinki keskipisteenä ympyrä, jonka säde on 200 km.

Vuonna 1976 (Vesiensuojelun periaatteiden soveltamisesta, 1976) arvioitiin, että vain noin 20 % loma-asunnoista sijaitsi yli 100 km:n etäisyydellä vakituisesta asunnosta. Ensi vuosituhanalla saattaa tuo etäisyys olla jo 200 km ja loma-asuntojen osuus tällä alueella 50 %. Tämä merkitsi sitä, että järvi-Suomen alue tulisi entistä enemmän ruuhka-Suomen asutuksen valtaamaksi.

Vuonna 1976 (Vesiensuojelun periaatteiden soveltamisesta, 1976) ennustettiin, että leirintäalueilla yöpyneiden määrä olisi vuonna 1980 5 000 000. Tilastokeskuksen vuotta 1986 koskevan ennakkotiedon mukaan yöpymisiä oli yhteensä 1.9 miljoonaa (Vesiensuojelun tavoiteohjelma vuoteen 1995). Matkailu on sekä kansallisesti, että kansainvälisesti voimakkaasti kehittyvä elinkeino. Vaikka ennusteet matkailun kehittymisestä olivat liian optimistisia, on oletettavissa, että lisääntyvä vapaa-aika suo tulevaisuudessa entistä paremmat edellytykset matkailulle. On liki mahdotonta yrittääkään arvioida leirintämatkailijoiden määrää vuonna 2100! Mahdollista kuitenkin on, että tällä sektorilla tapahtuu voimakasta kasvua. Tämä asettaa suuria haasteita tulevaisuuden vesiensuojelulle.

Suunnitelmat suurten vesistöalueiden yhdistämisestä kanavomalla ja veneily-yhteyden avaaminen Kymijoen kautta järvi-Suomeen merialueelta tulee varmasti lisäämään veneilyä nimenaan järviolueella. Tämä edellyttää nykyistä paljon tehokkaampaa veneilypalvelujen järjestelyä. Tärkeätä on etenkin veneilyn aiheuttaman jätehuollon tehokas järjestely.

1.13 Vesistö rakentaminen ja uitto

Tällä hetkellä Suomen vesivoima on jo siinä määrin hyödynnetty, että vielä vapaina olevilla koskilla on vain marginaalinen merkitys voimatalouden kannalta. On valitettavaa, että vesistö rakentaminen näyttää olevan eräänlainen poliittinen pelinappula. Vapaina virtaavien koskien rakentaminen esimerkiksi työllisyystilanteeseen vedoten on äärimmäisen lyhytnäköistä politiikkaa. Tulevaisuudessa saattaa vapaana virtaavan kosken virkistysarvo olla moninkertainen siitä saatavaan voimataloudelliseen hyötyyn verrattuna. Viimeisten vapaina virtaavien koskien valjastaminen voimatalouden käyttöön ei ole enää järkevästi perusteltavissa. Voidaankin kysyä, onko nykyisillä sukupolvilla moraalista oikeutta valjastaa kaikki kosket voimatalouden käyttöön? Joskus vuonna 2100 elävillä suomalaisilla on toki myös oikeus nauttia vapaista koskista.

Elleinykyisin jo rakennettuja jokia hyödynnetä vieläkin tekkäammin kuin mitä tähän mennnessä on tehty rakentamalla nykyisten voimalaitosten väliin vielä uusia voimaloita, voidaan voimataloutta palvelevan vesistö rakentamisen ajan tässä mielessä katsoa olleen ja menneen. Tämä ei kuitenkaan tarkoita sitä, etteikö ensi vuosituhanalla enää vesistöjä rakennettaisi. On melko varmaa, että vuoteen 2100 mennessä nykyiset vesivoimalat ovat palvelleet aikansa sähkön tuottajina ja edessä on voimalaitosten saneeraaminen ja jopa uudelleenrakentaminen.

Puutavaran uitto on tällä hetkellä lamassa. Puu kulkee nykyään mieluimmin maanteitä pitkin. Tähän vaikuttaa hyvin

olennaisesti energiapolitiikka. On vaikeata ennustaa, onko vuonna 2100 maantiekuljetus enää kilpailukykyinen uiton kanssa. Mahdollista onkin, että tulevaisuudessa puutavaran uitto tulee jälleen merkittäväksi kuljetusmuodoksi. Tässä on jälleen eräs tulevaisuuden mahdollinen vesiensuojeluongelma.

1.14 P i e n t e o l l i s u u s

Pienetollisuus tulee todennäköisesti tulevaisuudessakin olemaan maallemme luonteeomaista. Turkistarhaus ja siihen verrattavissa oleva tuotanto on tällä hetkellä suhteellisen vilkasta Suomessa. On erittäin vaikeata kuvitella, minkälaisista pienteollisuutta maasamme harrastetaan ensi vuosituhannella. Kokonaisuudessaan tämän ryhmän aiheuttama hajakuormitus tulee olemaan tulevaisuudessakin merkittävää.

1.15 T u r v e t u o t a n t o

Turvetutanto on aivan viimeaikoina kasvanut voimakkaasti. Vuonna 1984 arvioitiin turvetuotannon vesistöjen happeakuluttavan BOD₇ kuorman olleen 3 800 tonnia vuodessa (Vesiensuojelun tavoiteohjelma vuoteen 1995). Ravinnekuormittajana turvetuotanto ei ole kovin merkittävä. Turvetuotanto aiheuttaa kerrannaisvaikutuksineen erittäin merkittävän luontoa kuormittavan tekijän. Turvetuotanto sinänsä kuormittaa vesistöjä. Tämän lisäksi turvevoimalat aiheuttavat merkittävän, laajalle leviävän hajakuormituksen. Jos turvetuotantoa ja turpeen käyttöä energiataloudessa lisätään tulevaisuudessa, on sen ympäristöhaittojen korjaaminen aivan ensiarvoisen tärkeätä.

1.16 K a l a n v i l j e l y

Kalanviljely on eräs voimakkaimmin kasvavia hajakuormitusta aiheuttavia toimintoja tällä hetkellä. Vuonna 1984 kalanviljelyn tuotanto oli 9500 tonnia vuodessa, josta merikasvatuksen osuus oli 5400 tonnia vuodessa eli 57 %. Jos näitä tuotantomääriä verrataan muiden Pohjoismaiden vastaaviin tuotantomääriin, on Suomen osuus vielä suhteellisen vaatimaton. Tanskassa tuotanto on 18 000 tonnia vuodessa ja vastaavasti Norjassa vuonna 1986-87 60 000 tonnia. Vain Ruotsi näyttää olevan Suomea jäljessä. Vuonna 1980 Ruotsin tuotanto oli vain 1000 tonnia.

Varsinkin meressä viljellyn lohikalan markkinat näyttävät olevan hyvät. On mahdollista, että vuonna 2100 Suomen kalanviljelyn tuotanto on jopa 10-kertainen nykyiseen tasoon verrattuna. Koska kalanviljely hakeutuu puhtaimmille vesialueille, on kalanviljely katsottava erittäin haastavaksi vesiensuojeluongelmaksi tulevaisuudessa.

1.17 Y h t e e n v e t o

Tämän alustuksen tavoitteena oli esitellä hajakuormituksen eri muotoja. Vesiensuojelun suunnittelu on kauas tulevaisuuteen tähtäävää toimintaa. Puhumalla vuodesta 2000 etäisyys tulevaisuuteen on liian lyhyt. Eihän vuosituhannen vaihtumiseen ole enää kuin 13 vuotta! Olen tässä pyrkinyt kuvittelemaan hajakuormituksen suuntaviivoja vuonna 2100. Ennustaminen ja varsinkin tulevaisuuden ennustaminen on kuitenkin erittäin vaikeata.

Joidenkin yksittäisten toimintojen kohdalla ennustukset saattavat mennä pahastikin hakoteille. Kiistämättä haja-kuormitus tulee vuonna 2100 olemaan erittäin merkittävä vesistöjä kuormittava tekijä. Mitä todennäköisimmin jopa kaikkein merkittävin kuormittaja. Jo nyt tulisi pyrkiä todella ennakoimaan tulevaisuuden kuormituslähteet ja kohdistaa niiden tutkimiseen ja ratkaisujen etsimiseen entistä enemmän huomiota.

KIRJALLISUUS

Kajosaari, E., 1987. Vesiensuojelu nyt ja tulevaisuudessa.- Kokemäenjoen vesiensuojeluyhdistys ry:n 25-vuotisjuhlakokouksessa 24.11.1986 pidetty esitelmä.- Vesitalous 1/1987 (lyhennelmä, s.42.

Vesiensuojelun periaatteiden soveltamisesta, 1976.- Vesi-Hallituksen julkaisuja No 16, Vesihallitus, 352 s. ISBN 951-46-1960-9.

Vesiensuojelun tavoiteohjelma vuoteen 1995, 1986.- Komiteamietintö 1986:42. Helsinki (ennakkokopio) 181 s.

Bob Merriman

MAIDON JA LIHANTUOTANTOTILOJEN VESISTÖKUORMITUS ENGLANNISSA JA WALESISSA

1. JOHDANTO

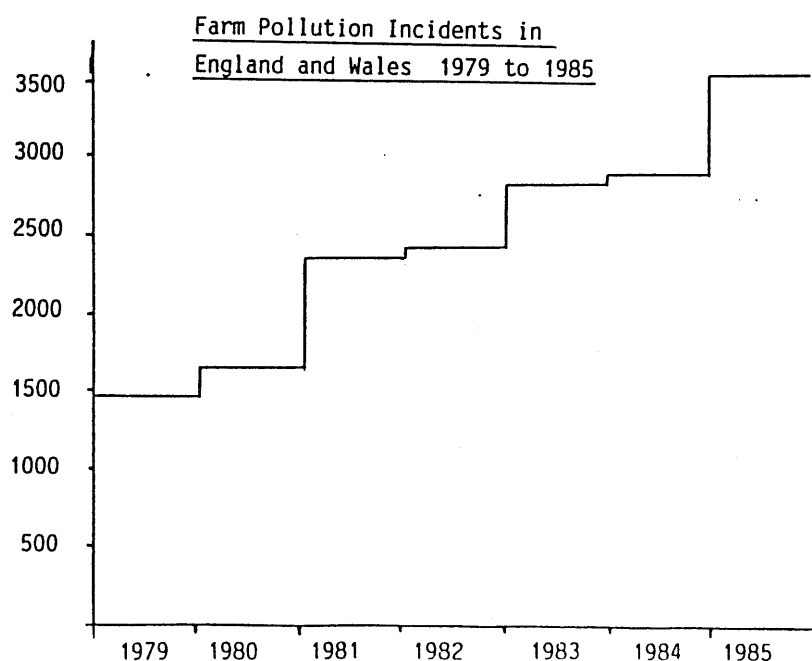
1.1 Vesihallinto

Vuonna 1974 maan vesihallinto koki suuren organisaatiouudistuksen. Englannin ja Walesin 10 vesihallintoaluetta (vesipiiriä) ottivat pysyvästi huolehtiakseen makean veden ja joidenkin rannikkoalueiden vesien hydrologisen kierron ja vesien laadun tarkkailusta ja vesien tilan valvonnasta. Vesipiirien aluejako on esitetty kuvassa 3. Uudistus toteutettiin poikkeavalla tavalla Skotlannissa ja Pohjois-Irlannissa.

1.2 Maatalouden aiheuttama vesien pilaantuminen

Maatalouden aiheuttamat tilastoidut vesien pilaantumistapaukset ovat lisääntyneet hyvin huomattavasti Englannissa ja Walesissa vuodesta 1979 lähtien. Maatalouden aiheuttaman vesistökuormituksen kasvavan merkityksen tiedostaminen on vaikuttanut siten, että "vesipiirien liitto" (WAA) ja maatalous-, kalatus- ja elintarvike-ministeriö (MAFF) tulivat siihen tulokseen, että säännöllisen yhteisen tutkimuksen tulisi avustaa vesistökuormitukseen johtavien tärkeimpien syiden määrittelyssä ja osoittaa missä parannukset ovat välttämättömiä. Ensimmäinen raportti (1) käsitteli niitä tapauksia, jotka sattuivat v. 1985. Kuvassa 1 on esitetty maatalouden aiheuttamien vesistöjen pilaantumistapausten kasvua.

Vaikka lisääntyvässä määrin on alettu suhtautua hyvin vakavasti kaikkiin saastumisilmiöihin, arvellaan tilanteen laajalti huonontuneen, koska maatalouden voimaperäistyminen viimeisten 15-20 vuoden aikana, erityisesti maidon ja lihantuotantotiloilla, on tapahtunut ilman riittävää maatalousperäisen vesistökuormituksen torjuntaa.

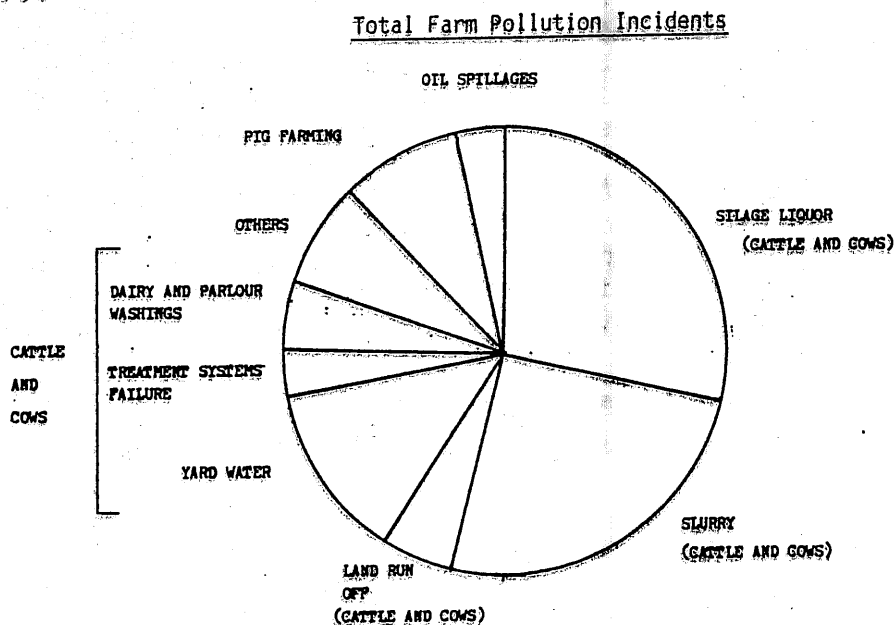


Kuva 1. Maatalouden aiheuttamat vesien pilaantumistapaukset Englannissa ja Walesissa 1979-1985.

Samaan aikaan maanviljelijöiden lukumäärä on vähentynyt, mutta keskimääräinen karjakoko on tyypillisesti kaksinkertaistunut. Englannissa ja Walesissa v. 1985 tuotannossa olevien maitotilojen lukumäärä oli hiukan yli 42 000 kpl ja lihakarjan kasvattajien lukumäärä noin 43 000 kpl. Samana vuonna nautojen ja vasikoiden kokonaismäärä oli Englannissa ja Walesissa melkein 9,5 milj. kpl (MAFF).

Vuonna 1985 tilastoitujen vesien pilaantumistapausten analyysi osoittaa, että 80 % kaikista ja 93 % vakavimmista maatalouden aiheuttamista tapauksista on peräisin maidon ja lihantuotantotiloilta, pääasiassa lietelannan ja puristenesteen aiheuttamina (kuva 2).

Maatalouden jättepäästöt aiheuttavat noin 20 % kaikista tilastoiduista vesien pilaantumistapauksista Englannissa ja Walesissa, mutta yli puolet syytteisiin johtavista tapauksista. Tämä kuvastaa maatalouspäästöjen voimakasta vesistöjen saastutusvaikutusta. Esim. tuorerehun puristenesteen biologinen hapenkulutus on 200 kertaa suurempi ja nautojen lietelannan biologinen hapenkulutus 80 kertaa suurempi kuin vesistöihin valuneilla likaviemäriveresillä. Säilörehun puristeneste oli syypää 29 %:ssa kaikista ja 37 %:ssa vakavimmista maatalousperäisistä vesien pilaantumistapauksista vuonna 1985.

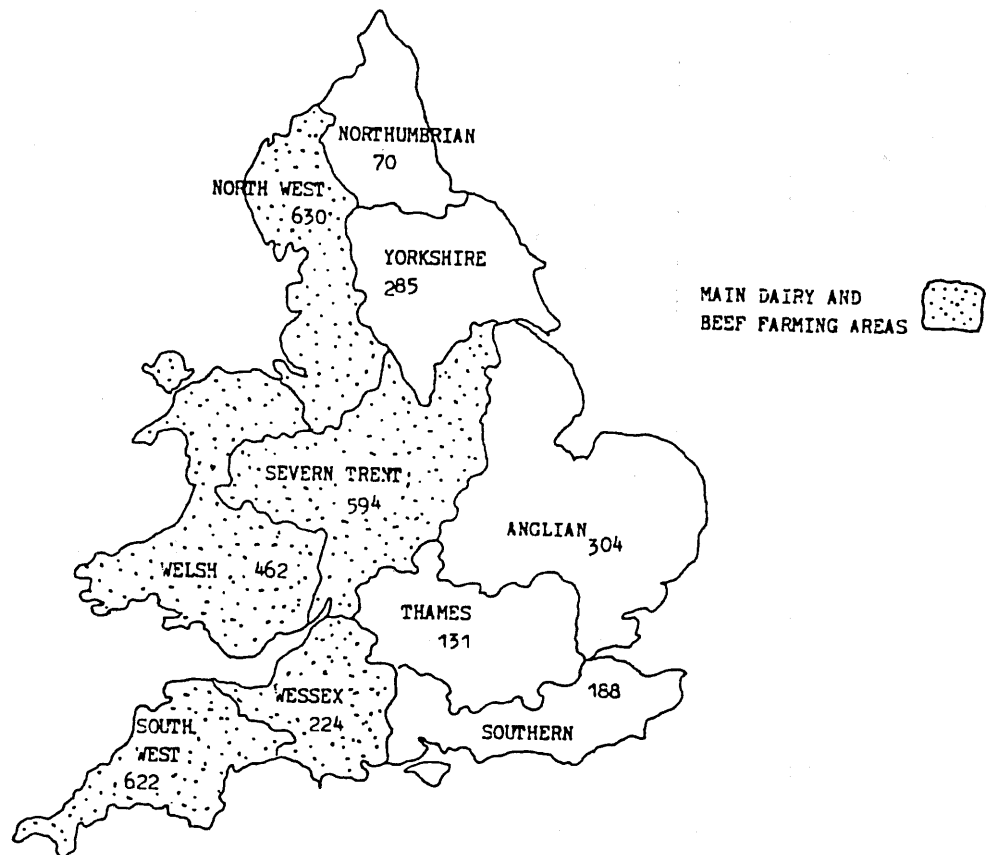


Kuva 2. Maatalouden aiheuttamien vesien pilaantumistapausten aiheuttajat.

Maidon ja lihantuotantotilat ovat keskittyneet wetteriin, maan länsiosiin, jossa lauhkea, kostea ilmasto, kumpuileva maasto ja yleisesti heikko peltojen multavuus aiheuttavat sen, että nämä alueet soveltuvat paremmin nurmen viljelyyn ja laiduntamiseen kuin Englannin itäosat, jossa varsinaiset viljanviljelyalueet ja paikoin myös sikatilat ovat enemmistönä. Niillä vesipiirien alueilla, joissa maidon ja lihantuotanto on merkittävää, maatalouden vesistökuormituksesta on tullut hyvin vakava ympäristöongelma. Tällaisia alueita ovat North West W.A., Welsh W.A., Wessex W.A., South West W.A., ja osia Severn Trent W.A:sta (kuva 3).

Mielenkiinto asiaa kohtaan vaihtelee. Joissakin tapauksissa suuri osa ihmisistä on haluttomia vaikuttamaan vesien pilaantumisen aiheuttamiin seurauksiin.

The Water Authorities in England and Wales
Showing the Total Number of Farm Pollution
Incidents recorded by each in 1985 and
those Authorities with the Main Dairy
and Beef Farming Areas



Kuva 3. Vesipiirit Englannissa ja Walesissa ja vesien pilaantumistapaukset v. 1985.

2. MAATALOUDEN VESISTÖKUORMITUKSEN AIHEUTTAMAT VAHINGOT

2.1 Jokivesien laatu

Vuonna 1985 "River Quality Report" (2) esitti, että maatalouden aiheuttama vesistökuormitus on tärkein syy jokivesien laadun heikkenemiseen Englannissa ja Walesissa. Useat vesipiirit raportoivat jokivesien pilaantumisesta vuosien 1980 ja 1985 välillä.

Anglian Water Authority (vesipiiri) raportoi peltojen kuivatuksen, kausittaisen pintavalunnan ja väestönkasvun aiheuttaman likavesien laskuviemärien ylikuormituksen pääsyiksi joki- ja purovesien turmeltumiseen 561 km:n matkalla.

North West Water Authority raportoi, että jokialueista (670 km) yli puolella vesien laatua heikentää peltojen kuivatus (salaojitus) piste- ja hajalähteistä.

Severn Trent Water Authority raportoi että maatalouden harjoittaminen on yksi kahdesta pääsyyistä jokivesien pilaantumiseen 422 km:n matkalla. Toistuvat vähäiset päästöt vaikuttavat jatkuvasti jokivesien laatuun.

South West Water Authority raportoi, että pääsyyt jokivesien pilaantumiseen 1202 km:n pituudelta, jota ympäröiville alueille on ominaista maankäytön ja maatalouden harjoittamisen muutokset, ovat pistekuormitus ja hajakuormitus yhdessä vähentyneen joen virtaaman kanssa. On kuitenkin väitetty, että olisi olemassa selviä todisteita maatalouden tehostumisen vaikutuksista vesien laadun heikkenemiseen aikaisemmasta vuoteen 1980.

Wessex Water Authority raportoi, että maatalouden piste- ja hajakuormitus jatkuessaan on merkittävin vesien kuormittaja, vaikka vuonna 1985 kaikkialla piirin alueella vesistövaikutukset vähenivät.

Yorkshire Water Authority raportoi maatalouden pilanseen jokivesiä 43 km:n matkalla.

Welsh Water Authority raportoi pienistä havaittavissa olevista muutoksista vuoden 1980 tilanteeseen, jolloin jokivedet huononivat noin 150 km matkalla maatalouspäästöjen vuoksi. Raportti osoitti, että maatalouspäästöt vaikuttavat epäedullisesti pieniin jokivesistöihin.

Tärkeillä maidon ja lihantuotantoalueilla tavallisesti sijaitsevat vesialueet ovat olleet perinteisesti puhtaita jokia, joiden matkailuarvo on korkea, sisältävät kalastuspaikkoja, erityisesti hyvin arvokkaita lohen kalastuspaikkoja, ovat talousveden vesivarastoja ja mielenkiintoisia suojelukohteita.

2.2 Matkailu

Maatalouden vesistökuormitus uhkaa kaikkia vesielämän muotoja. Syitä ovat esteettiset haitat muulla tavalla pilaantumattomilla alueilla, koskien myös joitakin sellaisia puroja, jotka laskevat ranta-alueille. Nämä vähentävät turistikohteiden maisemallista viehätysvoimaa.

Walesissa matkailun merkitys on verrattavissa maatalouteen. Vuonna 1985 matkailun tuomat tulot olivat 600 milj. puntaa (Welsh Tourist Board), kun taas maatalouden tuotto oli samana vuonna 762 milj. puntaa (Welsh Office Agricultural Department). Matkailun merkitys muilla maidon ja lihantuotanto alueilla, kuten esim. Lounais-Englannissa, on lähes yhtä suuri kuin Walesissa.

2.3 Kalastus

Hyvin arvokkaat lohenkalastuspaikat ja joillakin alueilla sijaitsevat meritaimenen kalastuspaikat ovat uhattuna useista syistä; mm. harrastus tai kaupallinen ylikalastus, salakalastus ja maatalouden aiheuttama huomattava vesien pilaantuminen. Esim. Welsh Water'n alueella kolmen vuoden ajanjaksolla, huhtikuusta 1982 maaliskuuhun 1985, 40 % kaikista ja 45 % laajimmista raportoiduista kalakuolemista johtui maatalouden aiheuttamasta vesien pilaantumisesta.

Jatkuva maatalouden jätekuormitus tulee näkyviin haitallisena vaikutuksena kalavesien käyttöarvoon pienissä vesiuomissa joidenkin vesipiirien alueilla. Maatalouden vesistökuormitus voi tehdä erityisesti kalanviljelyjoet käyttökelvottomiksi tai aiheuttaa vakavia vahinkoja. Kehittymätön nuori kala on tavallisesti paljon herkempi tämän tyyppisten saasteiden vaikutuksille kuin täysikasvuinen kala (3), jonka häviäminen ei ole yhtä nopeasti nähtävissä.

2.4 Talousvesi

Vesipiirit hoitavat 77 % julkisesta vesihuollosta Englannissa ja Walesissa, vesiyhtiöt vastaavat lopusta. Englannissa ja Walesissa on suunnilleen 130 alankoalueen jokea raakaveden lähteenä, joista otetaan noin 35 % koko vesihuollon tarpeesta. Ilman näitä raakaveden lähteitä julkinen vesihuolto olisi riittämätöntä. Onkin ennakoitavissa, että yhä suurempi osa vedestä tullaan ottamaan tällaisista alavilla mailla sijaitsevista vesivarastoista tulevaisuudessa (4).

Valuma-alueet näiden alavien maiden jokien yläjuoksilla sisältävät tavallisesti suuren määrän maataloja ja monissa tapauksissa samanaikaisesti tärkeitä maidon ja lihantuotantoalueita.

Welsh Water'n alavien maiden vedenottamoista on yli 40 % Englannin ja Walesin jokia ja on siten hyvin riippuvainen näiden raakavesilähteiden juomakelpoisuudesta. Melkein 60 % vesihuollon kokonaisvolyymin hankitaan näin. Suurin osa tärkeistä joista, joita käytetään talousveden ottamoina, virtaavat voimaperäisten maidon ja lihantuotantoalueiden halki, joten ne ovat suuressa vaarassa saastua maatalouden kuormituksen vuoksi. Kuudestakymmenestä veden ottamosta (pintavesi tai pohjavesiottamo) on 2/3 suuressa vaarassa maatalouden saasteille Welsh Water'n alueella. Welsh Water on joutunut hylkäämään lukuisia pieniä vesilähteitä ja sijoittamaan merkittäviä rahamääriä muiden vesilähteiden suojaamiseksi maatalouspäästöjen vaikutuksilta.

2.5 Maanviljely

Vaikka ei aina olla ymmärretty, monet viljelijät itsekin kärsivät maatalouden saasteiden vaikutuksista. Vettä käytetään kasvien kasteluun, jolloin käytettävissä oleva vesi voi olla käyttökeltontonta pilaantumisen vuoksi tähän tarkoitukseen.

3. SYYT LISÄÄNTYNEISIIN ONGELMIIN

3.1 Karjatilojen voimaperäisyys

Viimeisten 15 - 20 vuoden aikana on tapahtunut merkittävä voimaperäistyminen maataloudessa, erityisesti karjatilailloilla, joilla on siirrytty työperäisestä, matalatuottoisesta viljelystä suuria pääomia vaativiin tehokkaisiin tuotantojärjestelmiin. Karjatilojen lukumäärä on vähentynyt kun samanaikaisesti jäljelle jääneet karjankasvattajat ovat merkittävästi lisänneet karjakokoa, eturivin maitotilat tavallisesti kaksinkertaiseksi.

South West Water Authority'n vuonna 1985 toimeksiantama tutkimus paljasti hyvin selvästi kotieläinten lukumäärän kasvun eräillä tarkastetuilla jokien valuma-alueilla.

		Eläinmäärä x 1 000		
		1952	1982	Lisäys %
River	Lehmät	13,8	35,0	155
Torridge	Lihaudat	31,6	48,9	54
Catchment	Lampaat	81,0	141,0	70
River	Lehmät	9,7	25,6	164
Tamar	Lihaudat	25,6	42,1	65
Catchment	Lampaat	51,0	97,0	92

Maidon tuotanto lisääntyi 1975 - 1984 Englannissa 20 % ja Walesissa yli 41 %.

Suuret karjat pidetään nykyään pääasiallisesti karjasuojissa makuuparsissa talven ajan (tyypillisesti marraskuusta maaliskuuhun) mieluummin kuin olkialustoilla tai ulkona laitumella. Säilörehun tuotantoa on myös lisätty huomattavasti ja käytetään talvirehokinnassa mieluummin kuin kuivaa heinää (taulukko 1).

Taulukko 1. Säilörehun kokonaistuotanto (1000 tn) Englannissa ja Walesissa.

Year	England	Wales
1972		867.3
1973		1063
1974		1270.9
1975		1301.9
1976		1383
1977	11,902	1597.2
1978	13,396	1985.3
1979	14,819	2225.3
1980	16,840	2634.2
1981	17,901	2790.5
1982	19,730	3547.2
1983	20,244	3547.2
1984	20,965	3508.2
1985	22,554	5007.3
% Increase 1977-1985	115	214
% Increase 1972-1985	-	477

Nämä tuotantomenetelmät ovat aiheuttaneet nestemäisten lietteiden muodostumisen. Nämä kulkeutuvat ojien kautta vesiuomiin paljon helpommin, ellei ole tehokasta valvontaa, kuin aikaisemmin tuotettu määrältään vähäisempi kuivalanta. Lietettä muodostuu hyvin suuria määriä, kuten taulukosta 2 voidaan nähdä (Hardwick) (5). Taulukko myös valaisee eri karjojen suhteellista merkitystä tässä käsillä olevassa ongelmassa.

Taulukko 2. Laidunkarjan ja karjasuojissa tuotetun lannan (lietteen) arvioitu määrä Englanissa ja Walesissa v. 1984.

	Eläinmäärät milj. kpl	Karjasuojissa milj. tn/v	Laitumella milj. tn/v
Lehmät	2,7	20	20
Lihaudat	0,7	4	4
Muu nautakarja	4,8	16	16
Vasikat, alle 6 kk	1,2	3	-
Naudat yht.	9,4	42	40
Siat	6,7	11	-
Siipikarja	104,3	4	-
Lampaat	25,0	-	27
Yht. lanta/lietettä		57	67

Monet peltolohkot ovat sijoittuneet ja vielä laajenevat hyvin lähelle vesiuomia tai lähteitä, joista aikaisemmin hankittiin vettä viljelijän ja karjan tarpeisiin. Tämä tilanne tarjoaa hyvin vähän mahdollisuuksia estää po. päästöjen joutumista vesiuomiin.

3.2 Järjestelmien riittämätön suunnittelu ja rakentaminen

Yleisesti maito ja lihatilojen voimaperäistyminen on tapahtunut ilman riittävää maatalouspäästöjen valvontaa. Karjakoon suurentaminen on ohittanut tärkeydessä lietteen ja puristenesteen käsittelyn, varastoinnin ja menetelmien järjestelyt, joita ei useinkaan olla parannettu vastaamaan muuttuneita tarpeita. Tavallisesti esiintyvät tapaukset tai puutteet:

Sailörehusiilojen riittämättömät tai heikot lattiat ja seinät sallivat puristenesteen vuotaa läpi ja kokoamisrakennelmien ohi. Siilot on sijoitettu virheellisesti, jopa salaojien tai lähteiden läheisyyteen, tai ne on yksinkertaisesti rakennettu ilman riittäviä laajentamismahdollisuuksia.

Lietealaiden riittämätön kapasiteetti ja rakenteet tai alaiden huono sijainti - vesiuomien vieressä tai lähteiden ja salaojien läheisyydessä. Jotkut ovat perustaneet lantalan tai puristenesteiden kokoamisen ainoastaan yhden seinämän varaan.

Jätteiden kokoamisjärjestelmissä voi tapahtua lietteen, saastuneiden pihavesien ja jopa puristenesteiden osalta virtauksia keruualtaiden ohi.

Puhtaan veden riittämätön erottelu, jolloin keruujärjestelmät nopeasti täyttyvät. Tällöin on suuri houkutus tehdä reikiä tai juoksutuskouruja alaiden seinämiin.

Maito- ja pesuhuoneet ilman hoitoa sisältävät jätteitä, joiden sallitaan suoraan valua ojiin tai jopa jokiin.

Tämä riittämätön suunnittelu ja rakentaminen on tunnustettu "Eleventh Report of the Royal Commission on Environmental Pollution"-nimisessä julkaisussa (6). "The Commission" päätti, että missä edistämistoimia tarvitaan, suositellaan:

"Lietteen, puristenesteen ja muiden maatalousjätteiden varastointiin tai valvontaan vaadittavat rakenteet olisi kaikki alistettava rakennusmääräyksille (the Building Regulations)".

Vaikka "the Water Authorities Association" tukee tätä näkemystä, hallitus on hylännyt tämän ehdotuksen (7). WAA on täsmentänyt, että jätteiden varastointi- ja käsittelyjärjestelmien rakenteita varten laadittujen selkeiden normien puute lisää epätietoisuutta ja saattavat yleisesti heijastua rakennusnormien laimeana noudattamisena vesistökuormituksen kasvaessa.

3.3 Järjestelmien heikko toiminta ja kunnossapito

Lietteiden aiheuttajat erityisesti kuuluvat po. ongelmiin, esim. riittämättömän veden erottamisen vuoksi lietettä muodostuu runsaasti ja järjestelmät ylikuormittuvat. Tällaista järjestelmiä kuormittavaa vettä on katoilta ja piha-alueilta valuva sadevesi, kevään sulamisvedet tai vedellä kyllästyneellä maalla pintavalunnat lietteen levityksen yhteydessä. Riittämätöntä huomiota on kiinnitetty kattovesijärjestelmien kunnostus-, rakentamis- ja ylläpitoon. Lisätekijänä on, että tällaiset korjaukset oikeuttavat vain harvoin edes pieneen apurahan saantiin. Koska järjestelmät ovat ylikuormitettuja, monet viljelijät eivät kokoa saastuneita pihavesiä tai maito- ja pesuhuoneiden pesuvesiä järjestelmiinsä.

Lietteen nestemäinen osa, silloinkin kun se on laimentunut puh- taaseen veteen viidenteenosaan, on hyvin saastuttavaa, mitä vilje- lijät usein eivät ole ymmärtäneet. Tämä tilanne on lisännyt hyvin laajasti vesistökuormitusta esim. kun lietealtaiden seiniin on tehty reikiä, joista vesien on annettu valua pois.

Silloin tällöin selvästi riittävänkin varastotilan on sallittu ylikuormittua. Hyvin tiedetään, että tuorerehun valmistus esikui- vatetusta heinästä estää puristenesteen muodostumisen. Kuitenkin viime vuosina ollaan siirrytty pois esikuivatun heinän käytöstä sopeuttamatta kumpaakaan, suunnittelua tai sellaisten järjestelmien toimintaa, jotka muutoin väistämättä tuottavat voimakkaasti saas- tuttavaa puristenestettä, ympäristön vaatimuksiin.

3.4 Ongelmat lietteen käytössä

Nykyään ei ole taloudellista tapaa käsitellä maatalouslietettä; anaerobinen varasto on kallis rakentaa, se vaatii säännöllistä huolenpitoa ja osoittautuu yleisesti sopimattomaksi sellaisille maataloille, joiden varastointijärjestelmä on ylikuormitettu lika- ja pesuvesien vuoksi. Puskuriojat ovat sopimattomia voimakkaan orgaanisen jätteen, kuten lietteen käsittelyyn, kun taas pinnan- muodot joillakin alueilla määrää niiden kyvyn käsitellä laimeampia jätteitä kuten maitohuoneiden pesuvesiä jne.

Ainoa käytännöllinen menetelmä on levittää liete maahan. Teoriassa maan käytettävyysskään ei ole ongelma. MAFF:n mielestä lietteen käyttö keväällä antaa hyödyllisen lannoituksen (8). Aikaisemmin tämä oli käytännöllinen vaihtoehto niille maanviljelijöiden jär- jestelmille, jotka täyttyivät talven aikana. Kuitenkin lietteen kevätkäyttö on tulossa vähemmän yleiseksi, koska maanviljelyksen erikoistuminen ja voimaperäistyminen rajoittaa käytettävissä olevien lietteen levitysjaksojen määrää, jopa suotuisien kuivien kausien

aikana. Siirtyminen pois talvirokintaan käytetystä kuivanheinän tuotannosta (tavallisesti korjattu kesä-heinäkuussa) ja maatalouden voimaperäistyttyä, nykyään on yleistä viljelijöiden keskuudessa pyrkiä kahteen, kolmeen tai jopa neljään tuorerehun korjuukertaan vuodessa. Ensimmäinen tapahtuisi jo toukokuussa ja viimeinen syyskuussa tai jopa lokakuussa.

Usein maanviljelijät ovat hyvin vastahakoisia levittämään lietettä maahan, joka on säilörehun tuotannossa siihen saakka kunnes viimeinen säilörehusato on korjattu, koska he pelkäävät pilaavansa maan pinnan ja sitä, että liete ei imeydy maaperään ja siten voi pilata säilörehunurmen. Tämä rajoittaa sekä maan että ajan suhteen haitatonta lietteen käyttöä. Lietteen käyttöön ryhdytään usein aikaisin syksyllä tai talvikuukausina, mikä voi aiheuttaa lukuisia vakavia ongelmia, ellei niitä huolellisesti tarkkailla. Jos maa on vedellä kyllästynyt tai jäänyt levitys ajankohtana, tai tulee sellaiseksi liiallisen lietteen tai sateen vuoksi, liete ei imeydy maahan ja se saattaa huuhtoutua vesiuomiin.

Tämä on tullut erityisen vakavaksi ongelmaksi joillakin alueilla kun maanviljelijät ovat yrittäneet helpottaa kuormitusta puutteellisen puhtaan veden erottamisen vuoksi ylikuormitetuissa järjestelmissä, levittämällä suuria määriä lietettä jäätyneeseen maahan. Maasta huuhtoutuva liete on luultavasti tärkein maatalouden haju-kuormittaja Englanissa ja Walesissa.

Usein on niin, että kun joet on havaittu saastuneiksi pelloilta huuhtoutuneen lietteen vuoksi, tilannetta ei ole pidetty saastumistapauksena, koska erityistä ilmoitusta tai valitusta ei ole tehty. Sen vuoksi on luultavaa, että vain suhteellisen pieni määrä lietteen huuhtoutumistapauksista tulee ilmi, mikä osoittaa huomattavaa tämän saastemuodon aliarvioimista.

3.5 Riittämätön valvonta ja neuvonta

Suurin osa tiloista, erityisesti maito- ja lihasektoreilla, ovat vailla minkäänlaista suunnittelun valvontaa, maanviljelijät eivät yleensä tarvitse mitään lupia. Welshin vesipiiri (9), WAA (vesipiirien liitto) (10) ja "Seventh Report of Royal Commission of Environmental Pollution" (11) ovat sitä mieltä, että tämä puutteellinen valvonta on epätydyttävää. Tämä tilanne kuitenkin jatkuu laajalti muuttumattomana. Suurin osa tiloista ovat yhä vailla suunnittelulupia huolimatta siitä kuinka lähellä vesiuomia ne ovat, ja niitä usein käytetään laajalti ihmisten juomaveden lähteinä.

Vuosina 1980 - 85 maanviljelijät yleensä sitoutuivat suunnitelmien noudattamiseen ennen avustuksien hakemista. Suunnitelmien tarkastusmahdollisuus ja keskusteluyhteys kuitenkin menetettiin. Maanviljelijät toteuttivat työn usein ilman MAFF:n ohjeita, eikä vesipiirillä ollut mahdollisuutta kommentoida tai neuvoa mahdollisesti aroissa suunnitelmissa, ei edes vedenhankinta-alueilla. Tämä puutteellisen neuvonnan aikakausi avustuksien osalta tuli erityisen ratkaisevana aikana. Maidontuottajilla oli pääomia investoitavaksi saastumisen ehkäisymenetelmiin juuri ennen kuin EEC:n asettamat maitokiintiöt huhtikuussa -84 aiheuttivat huomattavan taloudellisen taakan maidontuottajille.

3.6 Maatalousjätteiden kuormitusvaikutuksen arviointi

Puristenesteen ja lietteen saastuttamiskyky on laajalti ymmärretty maatalousyhteisössä, erityisesti eräiden vesipiirien saaman julkisuuden jälkeen. Kuitenkin, monia tapauksia ilmenee, koska maanviljelijät eivät tiedosta joidenkin jätteen aiheuttamaa kuormituksen voimakkuutta, pääasiassa lietteen nestemäisen osan tai saastuneesta maasta liukenevan osan vaikutusta. Edellinen vastaa noin puolta homogeenisen lietteen aiheuttamasta saastumisesta. Riittämätöntä huomiota on kiinnitetty näiden jätteen haitattomaan käsittelyyn.

3.7 Heikkenevä talous

Tulojen väheneminen EEC:n maitokiintiöiden asettamisen vuoksi v. 1984 aiheutti vaikeuksia monille maidontuottajille. Nämä kiintiöt aiheuttavat lisää leikkauksia tänä vuonna. Maanviljelijöillä, joilla on puutteelliset jätteenkäsittelymahdollisuudet, saattaa nyt olla hyvin vähän rahaa käytettävään toteuttaa ne huomattavat toimenpiteet, joita vaaditaan jätteen käsittelyn saattamiseksi tyydyttävälle tasolle.

3.8 MAFF:n valvontapolitiikka

Merkittävä muutos, joka koskee MAFF:n ohjeiden hintaa on juuri toteutumassa. Tämä voisi johtaa lisääntyvään saasteongelmien kasvuun. Aiemmin kaikki MAFF:n maanviljelijöille tarkoitetut saastumista koskevat yms. ohjeet ovat olleet ilmaisia. Kuitenkin tämän vuoden huhtikuusta lähtien maksuja peritään palveluista. Tämä sisältää myös suurimman osan saastumisen ehkäisemistä koskevista ohjeista.

Vesipiirit ovat huolissaan siitä, että nämä maksut estävät maanviljelijöitä hankkimasta MAFF:n ohjeita ja siten myöhemmin aiheuttavat puutteellisia järjestelmiä maatalousjätteen käsittelemiseksi.

4. MITÄ PITÄISI TEHDÄ

4.1 Vesipiirien ja MAFF:n yhteistyö

Noudattaen julkaisua "Maatalousjätteen aiheuttama vesien saastuminen" työryhmä, joka koostui edustajista MAFF:sta, Ympäristöministeriöstä ja "Vesipiirien Liitosta" (WAA), piti useita kokouksia tulevasta toiminnasta, jota edellytetään, jotta voitaisiin kontrolloida maatalouden aiheuttamaa saastumista. Monia tärkeitä näkökohtia tähdennettiin ja vesiviranomaiset ovat yleisesti hyväksyneet ne. Ne ovat:

- Muutetaan teoksen "the Code of Good Agricultural Practice" (12) suhtautumista maanviljelijöiden puolustamisesta heitä vastaan vesistökuormituksen aiheuttamisessa ja pyritään sellaiselle tasolle, jolle myös maanviljelijöiden tulisi sopeutua.
- hyödynnetään täydellisesti kaikki mahdolliset lainsäädännölliset voimat, mukaan lukien ne, jotka on suunnattu saastumisen ehkäisemiseen, ja

- parannetaan tiettyjen töiden rahallista tukea. Tämä voisi sekä auttaa vähentämään tuotetun maatalousjätteen määrää, että varmistaisi sen että ne hävitetään haitatta.

4.2 Neuvonnan järjestäminen

"Maatalouden Parannussuunnitelman", julkaistu lokakuussa 1985, nojalla tehdyt sopimukset liittyvät MAFF:n ohjeisiin maanviljelijöille, jotta he neuvottelisivat vesiviranomaisten kanssa ennen kuin hakevat avustuksia niitä töitä varten, jotka liittyvät maatalousjätteen varastointiin tai tuotantoon. Vaikkakin tämä neuvottelumenettely on teoriassa vain ohjeellinen ja tuli käytäntöön heikon talouden aikana, ja sitä seuraa yleinen maito- ja lihatalouden laajeneminen, se on kuitenkin hyvin positiivinen askel eteenpäin.

Ne varsin puutteelliset käytännöt, joissa maatalouden kehittäminen yleensä ei vaadi suunnittelulupaa, jäävät voimaan. Vesipiirit jatkavat esitysten tekemistä tässä suhteessa esittämällä, että suunnittelun valvontaa tarvitaan suuremmassa määrin maatalouden kehittämisessä ja että se pitäisi ehdottomasti ulottaa kaikkiin karjatalousyksiköihin.

4.3 Julkisuus

On uskottavaa, että suurin apu tämän ongelman käsittelyssä on siinä, että lisätään henkilökohtaisia kontakteja maanviljelijöiden ja vesipiirien henkilökunnan välillä, jotta varmistettaisiin, että neuvot menevät perille vastuussa oleville maanviljelijöille. Tämän lähentymisen ovat hyväksyneet ainakin kaksi vesipiiriä, joiden henkilökunta on järjestelmällisesti vierailut niillä alueidensa maatiloilla, joilla maatalouspäästöjä esiintyy eniten. Maanviljelijät hyväksyvät parannustoimenpiteet ja tiloilla käydään uudelleen tarkistamassa kehitystä. Tämä lähentyminen on ollut menestyksellistä maatalouspäästöjen vähentämisessä, mutta se vie paljon ihmistyövoimaa ja rahaa. Sen vuoksi on välttämätöntä saavuttaa suurempaa julkisuutta, jotta saataisiin maanviljelijät vakuuttuneiksi parantavaan toimintaan ryhtymisestä.

Suurin osa vesipiireistä työskentelee läheisesti MAFF:n ja maatalousjärjestöjen kanssa. Niiden tehtävänä on saada maanviljelijät tietoisiksi niistä ongelmista, joita maatalousjätteet aiheuttavat; tiedottaa niiden vaikutuksista, ongelmien ratkaisusta ja yrittää saada maanviljelijät vakuuttuneiksi jätejärjestelmän parantamisesta ennenkuin saastuminen on ilmeistä.

Tämä julkisuus on käsittänyt neuvovien artikkelien kirjoittamista sanomalehtiin tai maatalousalan julkaisuihin, neuvoa-antavia esitteitä, joita on lähetetty tai jaettu maanviljelijöille, televisio- ja radiohaastatteluja, keskusteluja maanviljelysryhmien kanssa ja osallistumista "maatalousnäyttelyihin" jne. Jotkut vesiviranomaiset ovat myös julkaisseet asiaa koskevia ilmoituksia sanomalehdissä. Yksi vesipiiri on jopa tuottanut videon esitettäväksi maanviljelijöille.

REFERENCES

1. WATER AUTHORITIES ASSOCIATION AND MINISTRY OF AGRICULTURE, FISHERIES AND FOOD (1986) "Water Pollution from Farm Waste 1986 - England and Wales". Water Authorities Association, London.
2. DEPARTMENT OF THE ENVIRONMENT AND WELSH OFFICE (1986). "River Quality in England and Wales 1985". HMSO, London.
3. J S ALABASTER AND R LLOYD 1980. "Water Quality Criteria for Freshwater Fish". Butterworth, London.
4. WATER AUTHORITIES ASSOCIATION AND WATER COMPANIES ASSOCIATION 1984. "Action to Minimise the Effect of Pollution Incidents Affecting River Intakes for Potable Water Supplies". Water Authorities Association, London.
5. D C HARDWICK, JENNY LANG AND CEDRIC NIELSEN. "Agricultural Pollution in Institute of Water Pollution Control Year Book 1987".
6. ROYAL COMMISSION ON ENVIRONMENTAL POLLUTION ELEVENTH REPORT. "Duty of Care 1985". HMSO, London.
7. DEPARTMENT OF THE ENVIRONMENT 1986. "The Government Response to the Eleventh Report of the Royal Commission on Environmental Pollution". HMSO, London.
8. MINISTRY OF AGRICULTURE FISHERIES AND FOOD, 1986. "Profitable Use of Farming Manures". MAFF (Publication) Northumberland.
9. WELSH WATER AUTHORITY. "Memorandum to the Select Committee on the European Communities, Agriculture and the Environment". 1984 HMSO London.
10. WATER AUTHORITIES ASSOCIATION. "Memorandum to the Select Committee on the European Communities, Agriculture and the Environment". 1984 HMSO, London
11. ROYAL COMMISSION ON ENVIRONMENTAL POLLUTION SEVENTH REPORT AGRICULTURE AND POLLUTION 1979. HMSO, London.
12. MINISTRY OF AGRICULTURE, FISHERIES AND FOOD, WELSH OFFICE AGRICULTURE DEPARTMENT 1985. Code of Good Agricultural Practice. MAFF (Publications), Northumberland.

William Shotyk

KUIVATUKSEN VAIKUTUKSET TURVEMAIDEN VESIEN GEOKEMIAAN

1. JOHDANTO

Arviolta noin kolmasosa maailman turvevaroista sijaitsee Kanadassa (Kivinen ja Pakarinen 1981). On epätodennäköistä, että turpeesta muodostuu tärkeä polttoaine kanadalaisille, joilla on valtavat öljy-, hiili-, luonnonkaasu- ja uraanivarat. Kuitenkin maan syrjäisillä alueilla, missä yhdyskunnat ovat suhteellisen pieniä ja eristyneitä ja turvevarat suuria ja helposti saavutettavissa, poltto- turvevarat ovat suunnattomat. Joitakin alustavia arvioita näistä on jo tehty. Kun maailman öljyn hinta nousi kuuraketin tavoin 1970-luvun puolivälistä lähtien, tehtiin joitakin pienimuotoisia suunnitelmia turpeen käyttöönoton mahdollisuuksista. Joitakin näistä suunnitelmista oli käynnissä 1980-luvun alussa ja tätä seurasi ympäristövaikutusten arviointi. Kuitenkin viimeaikaisen öljynhinnan laskun takia monet näistä hankkeista on jätetty sikseen ja ympäristötutkimukset on jätetty hajanaisiksi ja epätäydellisiksi. Verrattuna suomalaiseseen tietämykseen tämän alan tutkimuksesta ovat kanadalaiset kirjoitukset vähäpätöisiä.

Tämän kirjoituksen päätarkoituksena on tehdä yhteenveto Kanadan ja Yhdysvaltojen alueilla tehtyjen ympäristövaikutustutkimusten geokemiallisista näkökohdista. Koska monet näistä tutkimuksista ovat olleet kestoltaan lyhyitä, on niitä täydennetty teoreettisilla pohdinnoilla turvemaiden vesien geokemiallisista muutoksista. Lähdeviitteinä on käytetty eurooppalaisia raportteja milloin se vain on ollut mahdollista.

2. JOHDATUS LUONNONTILAISTEN SOIDEN GEOKEMIAAN

Turvemaiden kuivatusvesien kemiallisissa vaikutuksissa vesiekosysteemiin on useita merkityksellisiä huolenaiheita. Näistä ainakin typpeen, fosforiin, alumiiniin ja elohopeaan liittyviä kemiallisia muutoksia on jossain laajuudessa tutkittu. Suomessa on huomattavaa asiantuntemusta kuivatusvesien N ja P ongelmista, esimerkiksi Sallantauksen (1986) laajakantoinen työ, joten aihetta ei käsitellä tässä. Hivenpitoisuuksina esiintyvien metallien kemialliset muutokset ovat saaneet vähemmän huomiota ja joitakin näihin liittyviä mahdollisia ongelmia kuvataan. Koska useimpien siirtymämetal-

lien liukenevuuteen happamuus ja hapetus-pelkistys-potentiaali vaikuttavat olennaisesti, käsitellään näitä lyhyesti suhteessa suoveden kemiaan ja metalliin liukoisuuteen.

2.1 SUOVESIEN HAPPO - EMÄS KEMIA

Kalliomuodostumien mineraalien rapautumisreaktiot ovat yleiseltä muodoltaan happo-emäs reaktioita

kiinteä emäs + happo \rightarrow liuennut suola

Esimerkiksi

kationi + H_2CO_3	\rightarrow kationit + HCO_3^- + H_4SiO_4 + savi
alumiini-	mine-
silikaatti	raali

Mineraalit ovat kiinteitä emäksiä, jotka reagoivat luonnossa esiintyvien happojen, kuten hiilihapon H_2CO_3 , kanssa muodostaen liuenneita suoloja. Pohja- ja pintavedet sisältävät juuri rapautumisreaktioista johtuen vaihtelevia HCO_3^- -pitoisuuksia paikallisesta geologiasta riippuen. Itse asiassa HCO_3^- -pitoisuutta luonnonvesissä voidaan pitää litraan pohjavettä liuenneiden primaaristen mineraalien määrän karkeana mittana (Gorrels, 1967). Turvemaiden geokemian tutkimuksissa voidaan HCO_3^- -pitoisuutta pitää karkeana osoittimena pohjaveden vaikutusasteesta suohon.

"Ombrotrofiset" keidassuot saavat ravinteensa kokonaisuudessaan sateesta, siten ne ovat pohja- ja pintavesien vaikutuksen ulkopuolella (Ramann, 1895). Koska keidassuon pintavedet eivät saa merkittävää kiinteän (mineraali-) emäksen määrää pohjavesistä, orgaanisen aineksen hajoamisen kautta muodostuvat hapot (CO_2 ja orgaaniset hapot) eivät neutralisoidu (Shotyk, 1986a). Tulos: keidassuon pintavedet ovat happamia ja niiden pH-luku on noin 4 (Kivinen, 1935; Gorham et al 1985). Näiden happamien vesien vapautumisella turvemaiden kuivatuksen seurauksena on potentiaalisen tärkeä ympäristövaikutus. Erityisesti se voi vaikuttaa sellaisten metallien kuten alumiinin esiintymismuotoon tehden ne enemmän tai vähemmän myrkyllisiksi.

Vastakohtana keidasoille minerotrofiset avosuot, korvet ja luhdat saavat sadevesien lisäksi pohja- ja pintavesiä kivennäismailta. Siksi kiinteät (mineraali-) emäkset neutralisoivat näihin vesiin orgaanisen aineksen hajoamisesta tulleet hapot ja näin voidaan saavuttaa suhteellisen korkea pH (pH 6-8).

2.2 SUOVESIEN HAPETUS-PELKISTYS -TILA

Turvemaat ovat veden kyllästämiä. Turpeiden painos-
ta on 90-95 % vettä, mikä tekee turvemaista ainut-
laatuisia paljon orgaanista ainetta sisältäviä,
luonnollisia vesisysteemejä. Turvekerroksen pinta,
aktiivisen suovedenpinnan vaihtelualue on nevoille
ja letoille alle 10 cm, rämeillä jopa 70 cm. Täällä
liuennutta happea havaitaan vähänpuoleisesti
(trace amounts) lukuunottamatta vesirimpiä ja alli-
koita, joissa on suhteellisen paljon happea (Hesse-
lman, 1910; Malmstrom, 1923). Vastakohtana tälle
päävesimassa sijaitsee tämän "aktiivisen kerroksen"
alapuolella eikä sisällä mitattavia määriä liuen-
nutta happea (Hesselman, 1910; Malmstrom, 1923).
Lisätodisteena soiden "pelkistävästä" luonteesta on
 H_2S :n ja PH_3 :n läsnäolo (Früh ja Schöder, 1904),
 CO_2 :n, CH_4 :n, CO :n ja H_2 :n korkea pitoisuus (Früh
ja Schöder, 1904) ja metallisen Cu :n toistuva ilme-
neminen (Lovering, 1927; Forrester, 1924; Lett ja
Fletcher, 1980) ja satunnaisesti esiintyvä metal-
linen rauta (Bostrom, 1967). Pinnanalaisten suove-
sien "pelkistävä" luonne voidaan todistaa yhtä
hyvin myös muilla keinoin. Esimerkiksi Luther-
nevalla eteläisessä Ontariossa pH :n, SO_4^{2-} :n ja
liuennneen kokonaissulfidin määrään sekä CO_2 :n ja
 CH_4 :n osapaineisiin perustuvilla mittauksilla on
laskettu pinnanalaisten huokosvesien tehokkaaksi
 $\log PO_2$ -arvoksi (pH 4) -70 atm (Shotyk, 1986b).

Anaerobisten olosuhteiden seurauksena orgaaninen
aines kasaantuu turpeeksi orgaanisen typen, rikin
ja fosforin samanaikaisesti rikastuessa. Jotkut
hivenpitoisuuksina esiintyvät metallit ovat liuke-
nevampia anaerobisissa olosuhteissa (esimerkiksi Fe
ja Mn), kun taas toiset ovat vähemmän liukenevia
(esimerkiksi Cu ja U); lisäksi redox-potentiaali ei
vaikuta eräisiin suoraan (esimerkiksi Al , Ni , Zn ja
 Pb). Itse asiassa Cu ja U kerääntyvät tästä syystä
luonnontilaisiin soihin, mutta niissä on suhteelli-
sen vähän Fe :aa ja Mn :ia (Shotyk et al, käsikirjoi-
tus). Turvemaan kuivatus muuttaa suosysteemin hape-
tus-pelkistys -tilaa ja voi aiheuttaa orgaanisten
ja epäorgaanisten yhdisteiden hapettumisen ja nii-
den edelleen mobilisoitumisen. Metallisen ja ei-
metallisen aineksen vapautuminen suomailta kuiva-
tuksen yhteydessä edustaa merkittävää potentiaalis-
ta ympäristövaikutusta vesiekosysteemiin.

3. KUIVATUKSEN VAIKUTUS SUOMAIEN VESIEN GEOKEMIAAN

3.1 HAPPO - EMÄS KEMIA

Varoitus: turvemaiden vesien täsmälliset pH-määritykset ovat vaikeita suorittaa. Tämä johtuu useista seikoista, mm. kolloidisen ja liuenneen orgaanisen aineksen, haihtuvien happojen ja hapettuneen aineksen läsnäolosta (Shotyk, 1986a). Näiden ja muiden metodologisten ongelmien lisäksi vuodenaika sekä sää vaikuttavat voimakkaasti suovesien pH-lukuun, happamuus voi muuttua lyhyelläkin matkalla niin vertikaali- kuin horisontaalisuunnassa (Shotyk, käsikirjoitus). Näistä ja muista syistä johtuen useimpia suovesille tehtyjä pH-mittauksia ei voida tulkita määrällisesti H^+ -aktiivisuuden muodossa. Turvemaiden kuivatuksen ympäristövaikutuksista julkaistut tutkimukset eivät yleisesti kuvaile pH:n määrittämiseen käytettyjen analyyttisten menetelmien yksityiskohtia tai todellisten mittauspaikkojen mikrotopografiaa. Siten on vaikeaa tulkita tällaisten mittausten tuloksia, kuten myöhemmin osoitetaan.

High Point -suovaluetta Newfoundlandissa lähellä Bishop-putouksia kuvataan Sphagnum fuscum -koko-suoksi (Government of Newfoundland, 1984). Kuitenkin luonnontilaisten havaintopaikkojen ilmoitetut pH-arvot vaihtelevat välillä 4,83-8,23, H^+ -aktiivisuuden vaihtelu käsittää melkein neljä suuruusluokkaa! Ilmoitetut alhaiset pH-arvot ovat tyypillisiä heikosti minerotrofisille suotyypeille ja korkeat pH-arvot ovat luonteenomaisia letoille (Sjors, 1950). Tulokset panevat epäilemään, että vesinäytteet on kerätty suolta geokemiallisesti erilailta paikoilta. Kuivatun alueen pH-arvot ovat alempia mutta silti vaihtelevat suuresti ollen välillä 4,56-6,95.

Raporttitekstissä väitetään, että luonnontilaisten alueiden valumavesien happamuus on suurempi kuin kaivettujen alueiden kuivatusvesien (Government of Newfoundland, 1984). Lisäksi siinä selitetään, että suon ojituseraatioiden seurauksena happamuus pienenee. Tämä johtuu happamista valuvesistä. Kuten edellä on esitetty, voivat orgaaniset kolloidit tuottaa analyyttisiä ongelmia, mikä aiheuttaa merkittävää alenemista pH-luvussa (katso Shotyk, 1986a). Täten turvemaiden kuivatusta seuraa pH-luvun ilmeinen. Sen aiheuttaa liuenneen ja erityisesti orgaanisten hiilipitoisuuksien lisääntyminen. Tätä ehdotusta tukevat havainnot ojituksen aiheuttamasta alkaliniteetin lisääntymisestä: luonnontilaisilla paikoilla alkaliniteetti oli $< 1-1.5 \text{ mg/l}$, myllä-

tyillä paikoilla 6.4-12.0 mg/l (CaCO_3 :na). Jos vesien alkaliniteetti (happo-neutralisointikapasiteetti) on lisääntynyt kuivatuksen johdosta, pitäisi myös pH-luvun kasvaa. Toisin sanoen näkyvä pH-luvun aleneminen voi aiheutua huonoista mitausmenetelmistä eikä todellisista muutoksista.

St. Shotts'in suoalueella Newfoundlandissa luonnontilaisten paikkojen kuivatusvesien pH-luku vaihteli välillä 5.3-6.4 sen ollessa turvetuotantokentillä välillä 4.2-5.7 (Government of Newfoundland, 1985). Pohjois-Karoliinan suoalueilta julkistetuissa tutkimuksissa paljaalta turvealustalta tulevien valuvesien pH-luku oli hieman alhaisempi kuin kasvillisuuden peittämiltä paikoilta tulevien, mutta erot olivat pieniä (Gregory et al, 1984). Minnesotassa lähellä Cotton'ia sijaitsevilla "polttoturvesoilla" altaan tulo- ja valuv veden pH-arvot ovat lähes samat ja suunnilleen samat kuin vertailupaikoilla (Berglund et al, 1985). Luonnontilaisten paikkojen pH-arvo on vaihdellut välillä 5.3-7.4. Tämä ilmentää että suo ei ollut todellinen keidassuo, vaan kenties siirtymävaiheinen ja kehittymässä minerotrofisesta keidassuoksi (Sjörs, 1950). Näissä pohjois-amerikkalaisissa tutkimuksissa luonnontilaisilta soilta ilmoitettu pH-luvun vaihtelu ilmentää monissa tapauksissa väärinluokitella keidassoiksi, kun ne tosiasiallisesti saattavat olla ravinteisuudeltaan (ja pH-arvoltaan) suurempia kuin keidassuot. Tämä lisää epävarmuutta ojitetuilta turvemailta saatavien pH-lukujen tulkintaan. Kuivatuksen aiheuttamaa happamien valuvesien vapautumista pitäisi seurata liuenneiden happojen neutralisoituminen kiinteiden (mineraali-) emästen saavuttaessa vedet kuten edellä olevassa kaavassa (1) on esitetty. Tämän ilmene mislaajuus riippuu monesta tekijästä, mm. kaivannon syvyydestä ja laajuudesta, alla olevien mineraalisedimenttien minerologiasta, suon pintaveden alkuperäisestä happamuudesta ja tulevista vesistä, vesien sekoittumisen tehokkuudesta, keräilynäytteen tarkasta sijainnista etc. Suomessa on Sallantaus (1984) havainnut, että pH-luku kasvaa kuivatuksen seurauksena: hänen tutkimiansa luonnontilaisten keidassoiden pH-luku vaihteli välillä 3.7-4.3 ollen turvekentillä välillä 4.1-6.8.

3.2 REDOX-KEMIA

Turvemaiden kuivatuksen vaikutuksista kuivatusvesien ja saapuvien vesien redox-kemiasta on tehty hämmästyttävän vähän tutkimuksia. Lähteen (1969) tutkimusta lukuunottamatta tämä tuntuu olevan suhteellisen tutkimaton alue. Kuten happamuudenkin

mittaukset ovat myös Eh:n mittaukset helppoja tehdä, mutta vaikeita tulkita. On otettava huomioon tämä Morris'in ja Stumm'in varoitus (1967, s. 284): "potentiaalin elektrokemialliset mittaukset reagoimattomilla metallielektrodeilla eivät ole useimmissa luonnon vesisysteemeissä luotettavia Eh-tason indikaattoreita ja jopa Eh-tason käsite on merkityksetön, elleivät rajoittavat olosuhteet ole tyydyttäviä. Analyytiset määritykset voivat kunnollisissa olosuhteissa antaa luotettavampaa informaatiota Eh-tasosta kuin potentiaaliset mittaukset".

Toisin sanoen kokonaismittausta mielenkiintoisempia ovat redox -lpotentiaaliin vaikuttavien osatekijöiden mittaukset, esimerkiksi liuennut happi, hiilidioksidi, metaani, sulfaatti, vetysulfaatti, ferri- ja ferrorauta, nitraatti, ammoniumi etc. Tällaiset redox-kemian tutkimukset auttavat oleellisesti ymmärtämään hivenpitoisuuksina esiintyvien metallien käyttäytymistä turvemaiden vesissä kuivatuksen seurauksena.

3.3 ALUMIININ GEOKEMIA

Water Quality Sourcebook -kirjan mukaan alumiinin ei ole näytetty olevan haitallinen kansanterveydelle ja niinpä juomavesioppaissa ei ole esitetty alumiinipitoisuudelle arvoja (McNeely et al, 1979). On kuitenkin ehdotettu kokeellista rajaa 0.1 mg/l vesiympäristön suojelemiseksi (McNeely et al, 1979, s. 3). Vedenlaatuparametrien tutkimuksissa kolmen luonnontilaisen kanadalaisen suon pintavesistä ilmoittivat Washburn ja Gillis (1983) alumiinipitoisuuksia 0.09-0.51 mg/l. Eteläisessä Ontariossa sijaitsevan Gailbright -suoalueen pintavesissä liuennut alumiini ($< 0.1 \mu\text{m}$) mitattiin käyttämällä neutroniaktivaatioanalyysiä ja pitoisuuksiksi saatiin $380 \pm 20 \mu\text{g/l}$ ($n=3$, katso Shotyk, 1986b). Siis jopa luonnontilaisilla paikoilla alumiini usein saavuttaa vesiympäristön suojelemiseksi ehdotetun kokeellisen rajan 0.1 mg/l. Nämä alumiinipitoisuudet ja luonnon suovesien happamuusvaihtelu ovat hyvinkin niin suuria, että sillä voi olla vahingollisia vaikutuksia purolohen (Salvelinus fontinalis) poikasiin (Driscoll et al, 1980). Vielä tärkeämpää kuin alumiinin analyytinen kokonauskonsentraatio on liuenneen metallin esiintymistapa tai kemiallinen koostumus.

Luonnontilaisten vesien alumiini jaetaan yleisesti kolmeen luokkaan (Driscoll, 1985):

- i) labiili monomeerinen alumiini (tämä sisältää vesialumiinin ja monomeeriset lajit kuten hydroxon, fluoron ja sulfaton yhdistelmät)
- ii) epälabiili monomeerinen alumiini (alumiinin orgaaniset yhdisteet)
- iii) happoon liukeneva alumiini (kolloidinen alumiini ja stabiilit orgaaniset yhdisteet)

Euroopan ja koillisen Pohjois-Amerikan vähäsuolaisten (alhainen ionipitoisuus) makeiden vesien tutkimusten tulokset osoittavat, että

- a) labiilin monomeerisen alumiinin pitoisuus lisääntyy eksponentiaalisesti liuoksen pH-luvun laskiessa. Tämä fraktio edustaa suurinta potentiaalista ongelmaa mitä tulee alumiinin myrkyllisyyteen kaloille (Driscoll et al, 1980). Vahva pH-riippuvuus on muistutus suovesien täsmällisen, merkityksellisen pH-arvojen mittaamisen tarpeesta. Jos suovesien happamuus lisääntyy kuivatuksen seurauksena labiilin, monomeerisen alumiinin pitoisuuden odotetaan vähenevän. Jos kuitenkin happamuuden pitäisi vähentyä, labiilin monomeerisen alumiinin pitoisuuden pitäisi lisääntyä.
- b) epälabiilin monomeerisen alumiinin pitoisuus korreloi voimakkaasti liuenneen orgaanisen hiilen pitoisuuden kanssa

Polttoturvesuolla lähellä Cottonia Minnesotassa kaivuun jälkeiset alumiinipitoisuudet pintavesissä olivat yleisesti pienempiä kuin pitoisuudet ennen kaivamista. Esimerkiksi maksimipitoisuus suon kuivatuksessa oli 0.2 mg/l ja maksimipitoisuus vertailupaikalla oli 0.8 mg/l (Berghlund et al, 1985, s. 4-20). Tuore ruotsalainen tutkimus vakuuttaa, että kuivatuksen seurauksena alumiini vähenee (Johansson ja Olofsson, 1985). Taustapitoisuudet (ennen kaivua) olivat suuruusluokaltaan 0.2 mg/l; paljaaksihakkuiden ja ojituksen seurauksena pitoisuus väheni tasolle 0.15 mg/l. Alhaisten poisvirtaamien aikana ojitusta seuraavat pitoisuudet (pääasiassa suon pohjaveden virtaama) olivat 0.15 mg/l ja turpeen kaivun aikana 0.10 mg/l.

Suovesiin liuenneen alumiinin määrä ja happamuus ovat ennen ja jälkeen kuivatusta sellaisia, että niihin liittyy myrkkyyvaikutusta (Driscoll et al, 1980). Tämä osoittaa tarpeelliseksi kemiallisen koostumuksen ymmärtämisen. Tässä, käyttämällä kemiallisen termodynamiikan tasapainotilaa, alumiinin

liukenevuus suovesiin on laskettu $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{c})$:n (gibbsite) osalta (kuva 1a). Tässä yksinkertaisessa epäorgaanisessa systeemissä (alumiini puhtaassa vedessä) diagrammin mukaan pH:n ollessa 4 $\log \text{Al} = -4.0\text{M}$ (3.0 mg/l), pääasiassa Al^{3+} :na. Mitattu pitoisuus Luther-suon (lähinnä keidassuo) pintavesissä (pH noin 4) oli - kuten aiemmin kerrottiin - 0.380 mg/l tai $\log \text{Al} = -4.8\text{M}$. Vedet ovat siten ilmeisesti kertoimeltaan noin seitsenkertaisesti alikyllästettyjä gibbsiten osalta. Tälle ristiriidalle on useita mahdollisia selityksiä, mm. mineraalien liukenemisen kineettinen kontrolli, väärä kiinteä vaihe, jota on tarkasteltu tai epätasälliset pH:n mittaukset näytteenoton aikana.

Ristiriitaa mitatun ja ennustetun liuenneen alumiinin pitoisuuden välillä happamissa vähäionisissa luonnonvesissä on tutkittu muualla ja se on tullut tunnetuksi "alumiinin alikyllästeisyyden paradoksina": huolimatta pH:n arvoista alle 4 ja kompleksisten orgaanisten ligandien kohonneista pitoisuuksista liuokset sisältävät vähemmän liuennutta alumiinia kuin odotettiin (Cronan et al, 1986). Tämä ristiriita voidaan selittää kahden komponentin tasapainotilamallin muodossa, jossa on mukana kiinteä humus (liettyneenä) ja mineraalinen alumiinihydroksidi (Cronan et al, 1986). Tällä kahden komponentin tasapainotilamallilla on suuria mahdollisuuksia turvemaiden kuivatusvesien tutkimuksissa ja sen soveltamisyrityksiä suosysteemiin pystyttäisiin tekemään.

Liukenevuusdiagrammin perusteella voimme odottaa, että $\log \text{Al} = -7.0\text{M}$ pH-arvon ollessa 7 (kuva 1a). Liuenneen kokonaisalumiinin mitattu pitoisuus pohjaturpeessa (Carex - Scheuchzeria) Luther-suon huokosvedessä (pH noin 7) oli $\log \text{Al} = -5.3\text{M}$; tämä edustaa huippukyllästeisyyttä suhteessa ennustettuun arvoon noin 45 kertaisesti. Aiemmin luetellut mahdolliset virhelähteet soveltuvat myös tähän ja ne voivat auttaa selittämään osaa ristiriidasta. Sen lisäksi orgaanisten yhdisteiden muodostuminen saattaa lisätä alumiinin liukoisuutta ja se täytyy myös ottaa huomioon. Tämä on tehty käyttämällä tietokoneohjelmaa GEOCHEM (Sposito ja Mattigod, 1979) ja esiintymismuotolaskelmien tulokset on esitetty kuvassa 1b. Sitruunahappo (0.5 mg/l) voi selittää 20 % liuenneesta kokonaisalumiinista koko kiinnostuksen kohteena olevalla pH-alueella. Muut orgaaniset hapot, joita ei tässä ole otettu lukuun, esimerkiksi fenoliset hapot ja humusmateriaalit, saattavat kompleksistaa alumiinia ja vaikuttaa sen liukoisuuteen. Tulevien tutkimusten alumiinin esiin

tymismuodosta turvamaiden vesissä pitäisi käsittää ohjelma, jossa määritetään

- i) yksittäisten orgaanisten happojen pitoisuudet näissä vesissä ja
- ii) vastaavan alumiinin - orgaanisen yhdisteen stabiliteetti

Nykyisin käytettävissä oleviin menetelmiin alumiinispesiatation määrittämiseksi vedellisissä systeemeissä sisältyy Al-27 korkean liukenemisen nmr-spektroskopia (Bertch et al, 1986), erotuskinetiikka Ferron'in avulla (Jardine ja Zelazny, 1986), Al^{3+} :n selektiivinen kompleksaatio (Evans ja Zelazny, 1986) ja alumiiniyhdisteiden laskeminen ioniselektiivisellä elektrodilla suoritettuna F^- -mittauksen jälkeen (Hodges et al, 1987). Näitä menetelmiä on käytetty menestyksekkästi happosaostumien tutkimuksissa ja maakemiallisissa töissä, ja ne antavat paljon toiveita turvetutkimukselle.

3.4 RAUDAN Fe JA MANGAANIN Mn GEOKEMIA

Liiallinen raudan määrä juomavedessä ei ole suositeltavaa siitä aiheutuvan kovan maun vuoksi, siksi suositeltava raja on 0.05 mg/l. Korkeilla pitoisuuksilla saattaa olla haitallisia vaikutuksia vesiorganismeihin ja elämän suojelemiseksi vedessä ehdotetaan pitoisuusrajaa 0.30 mg/l (McNeely et al, 1979). Kuten rautakin, tekee myös mangaani juomaveden epämiellyttäväksi ja hyväksytty raja juomavedelle on 0.05 mg Mn/l. Alle 0.02 mg Mn/l tasoa suositellaan elämän suojelurajaksi vedessä (McNeely et al, 1979). Tutkimuksissaan pintaveden vedenlaatuparametreista kolmella luonnontilaisella suoalueella Kanadassa, havaitsivat Washburn ja Gillis (1983) rautapitoisuuksien vaihtelevan välillä 0.14-0.96 mg/l ja mangaanipitoisuuksien välillä 0.01-0.98 mg/l. Luonnontilaiset turvemaat, erityisesti happamat Sphagnum-keidassuot, saattavat saavuttaa ohjearvot raudan ja mangaanin osalta ja tämä on huolenaiheena.

Verrattuna tyypillisiin makeisiin vesiin (Bowen, 1979) suovesiin on rikastunut alumiinia, rautaa ja mangaania. Alumiinin rikastuminen selitettiin edellä alhaisesta pH-arvosta ja orgaanisten happojen runsaudesta johtuvaksi. Toisin kuin alumiini, johon redox-potentiaali ei suoraan vaikuta, rauta ja mangaani ovat paljon liukoisempia anaerobisissa olosuhteissa. Hapekkaissa vesissä rauta ja mangaani ovat liukoisia ainoastaan pH-arvon ollessa noin alle 3 (Fe) ja 4 (Mn). Anaerobisissa systeemeissä metallit ovat vastaavasti liukenevia pH-luvun ol-

lessa noin alle 7 ja 8 (kuva 2). Anaerobisissa, neutraaleissa-alkaalisissa vesissä rauta saattaa saostua rautasälväksi $\text{FeCO}_3(\text{c})$.

Tähän täytyy kuitenkin lisätä, että jopa hapekkais-
sa suon pintavesissä alhainen pH-arvo ja orgaanis-
ten happojen runsaus voivat aiheuttaa kohonneita
rautapitoisuuksia. GEOCHEM-tietokoneohjelmaa käyt-
tämällä tehdyt laskelmat (Sposito ja Mattigod)
osoittavat, että oksalaatti + sitraatti + salisy-
laatti voivat muodostaa jopa 50 % liuenneesta koko-
naisraudasta pH-arvon ollessa 4 (Shotyk, 1986b).
Muut orgaaniset hapot ovat luultavasti aivan yhtä
tärkeitä, elleivät tärkeämpiäkin, kuin tässä maini-
tut. Jälleen tarvitaan raudan esiintymismuodon
ymmärtämiseksi näissä systeemeissä lisäinformatio-
ta, joka liittyy orgaanisten happojen runsauteen
näissä vesissä sekä niiden metalliyhdisteiden ter-
modynaamiseen stabiliteettiin.

Koska turvemaiden kuivatus vaikuttaa vesien hapet-
tumiseen ja mahdolliseen happamuuden lisääntymi-
seen, raudan ja mangaanin liukoisuuden oletetaan
vähenevän kuivatuksen seurauksena ja niiden pitoi-
suuksien kuivatusvesissä vähenevän. Tästä on rapor-
toitu lähellä Cotton'ia, Minnesotaa sijaitsevilla
polttoturvesuolla. Tarkkailupaikoilla maksimipitoi-
suudet olivat 14.9 mg/l (Fe) ja 0.74 mg/l (Mn);
polttoturvesuolla maksimiarvot olivat 1.4 (Fe) ja
0.24 mg/l (Mn) (Berglund et al, 1985). Samanlaisia
tuloksia raudan ovat raportoineet Johansson ja
Olofsson (1985): peruspitoisuus (ennen turpeen-
nostoa) oli 3.5 mg/l, paljaaksihakatuilla ja ojite-
tuilla alueilla 1 mg/l; alhaisen poisvalunnan ai-
kana (pääasiassa suon pohjaveden virtaamaa) 1 mg/l;
nostovaiheen aikana 0.8 mg/l. Todisteena turve-
maiden kuivatuksen aiheuttamasta raudan hapettumi-
sesta ja sitä seuraavasta saostumisesta Johansson
ja Olofsson (1985) raportoivat punaruskean ferrisen
hydroksidin sakoista ojitusverkostossa.

3.5 KUPARIN Cu JA URAANIN U GEOKEMIA

Vastakohtana edellä kuvatuille raudalle ja mangaa-
nille kupari ja uraani ovat liukenevia hapekkaaseen
veteen kaikilla mielenkiinnon kohteena olevilla
pH:n vaihtelualueilla ja liukenemattomia anaero-
bisissa olosuhteissa (kuva 2). Liukenevuuslaskelmat
osoittavat, että happamat, pinnanalaiset huokos-
vedet Luther-suolta ovat alikyllästyneitä kiinteän
kuparisulfiitin ja kuparikarbonaatin osalta
(Shotyk, 1986b). Kupari voi kuitenkin saostua näis-
sä samoissa olosuhteissa ($\text{pH } 4$, $\log P\text{O}_2 = -70 \text{ atm}$)

pelkäksi kupariksi. Uraani saostuu samanlaisissa olosuhteissa myös pelkistymisestä johtuen (kuva 2). Korkeammilla pH-arvoilla, esimerkiksi letoilla ja korpisoilla (pH 6-8), kuparin saostuminen sulfiitti- tai karbonaattimineraaliksi on liukoisuuden lisäkontrolli.

Kirjallisuustutkimuksen perusteella on selvää, että paljon kuparia ja uraania sisältävät turpeet ovat suhteellisen yleisiä (Shotyk, 1986c). Itseasiassa suhteessa niiden runsauteen kallioperässä, kupari ja uraani ovat yleensä rikastuneet turpeisiin, mikä ei ole oikeassa suhteessa mineraaliaineksen esiintymiseen turpeessa ja tämä on seurausta luonnollisista geokemiallisista prosesseista (Shotyk et al, käsikirjoitus). Turvemaiden kuivatus tekee vedet aerobisiksi ja tämä voisi mahdollistaa tuloksen hapettumisessa ja sitä seuraavassa kuparin ja uraanin mobilisaatiossa. Tämä hypoteesi perustuu suuresti arvailuun eikä ota huomioon orgaanisen aineen aiheuttamaa metallien adsorptiota, mineraalivaiheen kineettistä stabiliteettia etc. Koska kuitenkin kupari- ja uraanipitoisia turpeita tavataan niin usein, ne saattavat edustaa tärkeää ympäristövaikutusta ja ansaitsevat lisähuomiota potentiaalisten myrkyllisten metallien esiintymisen lähteinä.

3.6 SINKIN Zn JA LYIJYN Pb GEOKEMIA

Toisin kuin edellä kuvatuttuihin rautaan, mangaaniin, kupariin ja uraaniin, sinkkiin ja lyijyyn ei suoranaisesti vaikuta hapetus - pelkistys - potentiaali (kuva 2). Liukoisuuslaskelmat osoittavat, että happamat (pH 4), pinnanalaiset vedet Luther-suolta ovat alikyllästyneitä kiinteiden sinkki- ja lyijysulfidien osalta (Shotyk, 1986b). Siten sinkki ja lyijy ovat liukoisia soilla laajoilla pH:n ja hapetus - pelkistys - potentiaalilin vaihtelualueilla, happamista neutraali-alkaaliisiin, vahvasti hapettavista vahvasti pelkistäviin. Neutraaleissa-alkaalisissa olosuhteissa sinkki saattaa pelkistyä sulfiidi- tai karbonaattimineraaliksi. Kun pH-arvo on yli 7, lyijy on liukenemattomana PbO_2 :na voimakkaasti hapettavissa olosuhteissa, pelkkänä metallina (Pb) voimakkaasti pelkistävissä olosuhteissa ja $PbCO_3$:na näiden äärialueiden välillä (kuva 2). Anaerobisissa vesissä neutraaleista alkaaliisiin lyijyn pelkistuminen sulfidiksi on liukoisuuden lisäkontrolli.

Näiden metallien rikastuminen koskemattomissa turpeissa luonnollisten geokemiallisten prosessien seurauksena tapahtuu ainoastaan neutraalissa-alkaalisessa suokasvillisuudessa maa- tai peruskallio-

metallien mineralisaation lähiympäristössä (Shotyk et al, käsikirjoitus). Tämän vastakohtana nämä metallit saattavat voimakkaasti rikastua pintaturpeisiin antropogeenisistä ilmakehälähteistä. Ottaen huomioon näiden metallien liukoisuuden moninaisissa pH- ja redox- olosuhteissa, metallien vapautuminen rikastuneesta pintaturpeesta turvemaiden kuivatuksen seurauksena edustaa potentiaalista ympäristövaikutusta, mikä ansaitsee huomiota.

3.7 ULTRAHIVENAINEMETALLIEN GEOKEMIA (Cd, Co, Cr, Ge, Ni, Sb, Sn, V)

Muutamien ultrahivenainemetallien pitoisuudet makeissa luonnonvesissä ovat seuraavat: Cd 0.1 ug/l, Co 0.2 ug/l, Cr 1 ug/l, Hg 0.1 ug/l, Ni 0.5 ug/l, Sn 0.01 ug/l, V 0.5 ug/l (Bowen, 1979). Koska pitoisuudet yleensä ovat luokkaa yksi osa miljoonaa kohti tai vähemmän, vaaditaan näiden metallien geokemian tutkimiseen luonnonvesissä analyttisiä menetelmiä, joilla saadaan hyvin alhaiset pitoisuudet esiin. Nämä tekniikat ovat nykyisin saatavilla ja niitä on sovellettu moniin ajankohtaisiin ympäristöongelmiin. Monissa turvemaiden kuivatusvesien kemian tutkimuksissa on kuitenkin käytetty monielementtitutkimuksia (multi-element scans), joilla on suhteellisen korkea pitoisuuksien paljastamistaso ja näin on saavutettu harhaanjohtavia tuloksia. Esimerkkejä näistä tuloksista annetaan seuraavissa kappaleissa.

Brooks et al (1982) (siteerattu lähteessä Berglund et al, 1985) raportoivat arvoista 0.24-0.92 mg/l Co (osaa miljoonaa kohti) eräissä turvemaiden vesissä Minnesotassa. Tyypillisissä makeissa vesissä Co:n pitoisuudet ovat luokkaa 0.2 ug/l (osaa miljoonaa kohti), niiden arvot (240-920 ug/l) ovat suuresti poikkeavia ja ilmentävät joko läheistä metallin mineraalisaatiota tai merkittävää antropogeenista metallin saostumista turpeennostopaikalla (esimerkiksi lähellä kaivos tai sulatto). Tämän vastakohtana Berglund et al (1985) havaitsivat alle 4 ug/l Co pitoisuuksia häiriintymättömiltä ja turpeennostopaikoilta otetuissa suovesissä Minnesotassa lähellä Cotton'ia.

Ertec Atlantic Inc (1982) (siteerattu lähteessä Berglund et al, 1985) raportoi suovesien Pb-pitoisuuksista 0.025-1.0 mg/l. Tyypillisissä makeissa vesissä Pb-pitoisuudet ovat arviolta 3 ug/l. Mikäli nämä arvot (25-1000 ug/l) ovat todellisia, täytyy lähellä olla tärkeä Pb-lähde, joko luonnollinen tai antropogeeninen.

Hig Point -nevalla Newfoundlandissa Cu-pitoisuudet häiriintymättömillä paikoilla vaihtelivat välillä $< 0.01 - 0.3 \text{ mg/l}$ ja turpeennostoalueilla välillä $0.01 - 1.16 \text{ mg/l}$; vastaavat pitoisuuden vaihtelut sinkille Zn olivat $< 0.01 - 16.1 \text{ mg/l}$ (!) ja $< 0.01 - 4.21 \text{ mg/l}$ (Government of Newfoundland, 1984). Tässä tavatut maksimipitoisuudet ovat hyvin korkeita suhteessa tyypillisiin makeisiin vesiin- jopa häiriintymättömillä paikoilla. Esimerkiksi 300 ug/l Cu vastaan 3 ug/l Cu tyypillisissä makeissa vesissä ja $16,100 \text{ ug/l}$ Zn verrattuna 15 ug/l Zn tyypillisissä makeissa vesissä (Bowen, 1979). Siten Cu ja Zn ilmeisesti rikastuvat näissä vesissä suhteessa "normaaleihin" makeisiin vesiin 100 (Cu) ja 1000 (Zn) kertaaisesti. On heti ilmeistä, että tarvitaan yksityiskohtaisempia, huolellisempia tutkimuksia hiven- ja ultrahivenmetallien geokemiasta turvemaiden kuivatusvesissä, jotta niiden kemiallisia muutoksia ymmärrettäisiin paremmin.

3.8 ELOHOPEAN Hg GEOKEMIA

Ioninen Hg voi vahvasti adsorboitua turpeisiin, siten turpeet voivat konsentroida tätä metallia vesiliuoksista (Crawford, 1978). Hiilen palaminen on ilman elohopean tärkeä lähde. Koska monet Minnesotan turvemaista ovat tuulen alapuolella hiiltä polttavista sähkölaitoksista, on oltu huolissaan näiden turpeiden Hg-pitoisuuksista varsinkin polttoturvesoilla (Crawford, 1978). Näiden huolten lisäksi Hg muodostaa erittäin liukenemattomia sulfideja ($\log K$ noin -50) ja koska turvemaat ovat anaerobisia veden kyllästämissä olosuhteissa, Hg:n kasaantuminen sulfidiksi minerotroofisessa turpeessa voi olla sen rikastumisen lisämekanismi. Tämän lisäksi nykyiset tutkimukset tekoaltaiden vaikutuksista kalojen elohopeapitoisuuksiin osoittavat, että elohopean bakteriaalinen metylaatio voi lisääntyä anaerobisissa, runsaasti orgaanista ainesta sisältävissä olosuhteissa (Bodaly et al, 1984), mitkä ominaisuudet ovat tyypillisiä turvemaiden vesille. Viimeisten suunnilleen kahdeksan vuoden aikana on tehty useita tutkimuksia elohopeasta turvemailla mutta vaihtelevin tuloksin.

Crawford (1978) analysoi Minnesotassa kahdeksan turvenäytettä elohopean osalta ja havaitsi, että kuudessa oli $< 1 \text{ ppm}$, yhdessä 1 ppm ja yhdessä 3 ppm . Ontarion keskusosien turpeista raportoituihin paljon alhaisempia elohopeapitoisuuksia. Ombrotrofisen suon pinnalla kasvavat Sphagnum-sammalet sisälsivät 80 ppb Hg (0.08 ppm kuiva-aineessa);

allaolevat Sphagnum-, Sphagnum-Carex- ja Carex-turpeet sisälsivät < 20-50 ppm; liejunäytteissä oli 50-70 ppm Hg (Shotyk ja Telford, 1983). Ilmenneet pitoisuuserot voivat mahdollisesti johtua antropogeenisestä elohopean saostumisesta Minnesotan soille, mutta ongelmaa ei ole koskaan enemmän tutkittu.

Minnesotan turvemaiden vesissä Clausen ja Brooks raportoivat kuivatusvesien keskimääräisiksi Hg-pitoisuuksiksi 15 luonnontilaisella paikalla 6 ug/l (ppm); turvetuotantosuo kuivatusvesissä he havaitsivat 4 ug/l Hg. Nämä arvot ovat suhteellisen korkeita suhteessa alla olevien tutkimusten tuloksiin. Esimerkiksi Berglund et al (1985) tutkivat myös turvemaiden vesiä Minnesotan osavaltiossa, mutta eivät havainneet kuin 0.9 ug/l Hg ja useimmissa näytteissä se oli alle 0.1 ug/l. Kolmen kanadalaisen nevan tutkimuksessa kaikkien tutkittujen paikkojen vesien havaittiin sisältävän alle 1 ug/l (Washburn ja Gillis, 1983).

Evans et al (1984) tutkivat turvemaiden kuivatuksen muutosvaikutusta elohopeamääriin. He mittasivat elohopean turpeista, vesistä ja sedimenteistä Albermarle-Pamlico niemimaan turvemaidella itäisessä Pohjois-Karoliinassa. Keskimääräiset elohopeapitoisuudet näissä turpeissa olivat 83 ng/g (osaa miljoonaa kohti, kuivapainopohjaisena) ja vaihteluväli oli 40-193 ng/g. Alhaisemmat elohopeapitoisuudet löydettiin kuivatusojien ja jokien sedimenteistä. He jakotislasisivat elohopean ja havaitsivat, että suurin osa oli orgaanisina ja sulfidifraktioina ja hyvin vähän vesiliukoisissa tai vaihtokelpoisissa muodossa. Toisin sanoen elohopea ei ole helposti saatavassa muodossa ja voi vapautua liuokseen ainoastaan, mikäli turpeet ovat kemiallisesti muuttuneita, esimerkiksi kemiallisen hapettumisen seurauksena. Heidän tutkimuksissaan on todisteita, että turvemaiden kuivatuksen seurauksena tulevien vesien elohopeasaastuminen ei aiheuta vakavaa huolta (Evans et al, 1984).

Suomessa on esitetty vahvoja todisteita, jotka osoittavat että Hg remobilisoituu turvemaiden kuivatuksen seurauksena, esimerkiksi Simolan ja Lodeniuksen tutkimus (1982). Suomalaiset ja pohjois-amerikkalaiset tutkimukset eivät välttämättä ole ristiriitaisia: turvemaiden kuivatus on Suomessa laajempaa ja sillä on pidempi historia. Lisäksi on geologisia eroja, jotka saattavat olla tärkeitä ja jotka tulee ottaa huomioon kaikissa vertailevissa analyyseissa. On myös epävarmaa, kuinka vertailukelpoisia suot ovat geobotaaniselta näkökannalta katsoen. Suomen turvemaiden kasvillisuus (Ruuhi-

järvi, 1983) on tyypillistä pohjoisen ilmastoalueen soille. Tämän vastakohtana Albermarle-Pamlico edustaa laajinta keskittymistä "pocosin"-turvemaista tällä U.S:n alueella (Gregory et al, 1984). Pocosinit voivat olla yhdistyneitä vanhoihin dyyni- tai rantaharjannesysteemeihin alemmalla Coastal Plain-alueilla ja usein sisältävät jäänteitä Atlantin valkoisesta seetristä (Chaemaecyparis thuyoides) ja syppressistä (Taxodium disticum), erityisesti syvemmissä turvekerroksissa (Gregory et al, 1984). Tämä on vahvasti erilainen suomalaisille rahkarämeen, leton ja korven kasvillisuudelle ja kehitykselle. Koska Suomessa ja USA:ssa suoritettut tutkimukset ovat monin tavoin suoranaisesti vertailukelvottomia, suositellaan lisätutkimuksia turvemaiden elohopeasta ja sen muutoksista ennen ja jälkeen kuivatuksen.

Osa huolesta elohopeasta vesisysteemeissä johtuu metyylielohopean lisääntyneestä toksisuudesta suhteessa metallin epäorgaaniseen muotoon. Muut alkuaineet muodostavat stabiileja, mahdollisesti toksisia organometalleja ja organometalloideja, esimerkiksi As, Pb, Se, Sn, Te, Tl (Shotyk, 1984, s. 56). Turvemaiden vedet sisältävät paljon orgaanista ainetta ja ovat anaerobisia. Siten nämä alkuaineet voivat kerääntyä näissä olosuhteissa ja myös tätä pitäisi tutkia turvemaiden kuivatuksen aiheuttamien mahdollisten ympäristövaikutusten lähteenä.

YHTEENVETO

Turvemaat ovat luonnontilaltaan anaerobisia, siten ne ovat orgaanisen hiilen, typen ja fosforin sekä lisäksi kuparin ja uraanin kerääntymisympäristöjä. Kuivattaminen muuttaa ne aerobisiksi ja tämä muutos hapetus-pelkistys-tilaan saattaa aiheuttaa monien alkuaineiden mobilisaation tai immobilisaation.

Keidassuon pintavedet eivät ole kosketuksissa emäkseen pohja- ja pintavesien kanssa. Tästä syystä niillä on alhainen pH-luku. Nämä alhaisen pH-luvun omaavat vedet vapautuvat keidassuon kuivatuksen seurauksena ja kiinteät (mineraali-) emäkset neutraloivat saapuvien vesien hapot. Happojen neutralisaation laajuus tämän "titraation" etenemisen aikana riippuu monista hydrologisista ja geologisista tekijöistä, joista eräitä kuvataan tässä artikkelissa.

Hivenmetallien kemiallisia muutoksia turvemaiden kuivatuksen seurauksena tunnetaan huonosti. Tulevien tutkimusten tulee keskittyä

- i) happo-emäs -kemiaan
- ii) redox -kemiaan
- iii) metalliionien käyttäytymiseen ennen ja jälkeen kuivatuksen

KIIITOKSET

Tämä artikkeli perustuu raporttiin "Impact Of Peatland Drainage Waters Upon Aquatic Ecosystems", jonka kirjoittaja on valmistanut Environment Canada'a varten. Taloudellista tukea sopimuksen muodossa on antanut Environment Canada, josta suuret kiitokset. Kiitän tri R. A. Bourbonnieriä National Water Research -instituutista, Burlingtonista sopimuksen järjestämisestä. Erityiset kiitokset Tapani Sallantaukselle Kuopion vesipiiriin niin monien hyödyllisten lähteiden toimittamisesta näiden kahden vuoden aikana jakamalla omien tutkimustensa tulokset ja tarjoamalla paljon turvemaiden vesien geokemiaan liittyvää kannustavaa yhteydenpitoa.

Kääntäneet englannista Tiilikainen (VTT/RAK), Eurola (Oulun yliopisto)

LÄHDEVIITTEET

- Berglund, E.R., Leibfried, R.T., Eger, P., Lapakko, K., Loiselle, A., and Johnson, B. (1985)
Hydrologic and water quality monitoring of a fuel peat mine near Cotton, Minnesota. First year progress report. Minerals Division, Minnesota Department of Natural Resources, St. Paul, Minnesota, 1985, 96pp. plus appendices (separate volume).
- Bertsch, P.M., Barnhisel, R.I., Thomas, G.W., Layton, W.J., and Smith S.L. (1986)
Quantitative determination of aluminum-27 by high resolution nuclear magnetic resonance spectrometry. Anal. Chem. 58:2583-2585
- Bodaly, R.H., Hecky, R.E., and Fudge, R.J.P. (1984)
Increases in fish mercury levels in lakes flooded by the Churchill River diversion, northern Manitoba Can. J. Fish. Aqu. Sci. 41:682-691.
- Bostrom K. (1967)
Some pH-controlling redox reactions in natural waters. pp. 286-311 in W. Stumm (ed.) Equilibrium concepts in Natural Water Systems. Advances in Chemistry Series No. 67, American Chemical Society, Washington.

- Bowen, H.J.M. (1979)
Environmental Chemistry of the Elements
Academic Press, New York, 333 pp.
- Clausen, J.C. and Brooks, K.N. (1983)
Quality of runoff from Minnesota peatland. II. A
method for assessing mining impact.
Water Res. Bull. 19:769-772
- Crawford, R.L. (1978)
Effects of peat utilization on water quality in
Minnesota.
Minerals Division, Minnesota Department of Natural
Resources, St. Paul, Minnesota, March 1978, 18 pp.
- Cronan, C.S., Walker, W.J., and Bloom, P.R. (1986)
Predicting aqueous aluminum concentrations in natural
waters
Nature 324:140-143
- Dau J.H.C. (1823)
Neues Handbuch uber den Torf.
J.C. Hinrichsech Buchhandlung, Leipzig, 240 pp.
- Driscoll, C.T. (1985)
Aluminum in acidic surface waters: chemistry,
transport, and effects
Environmental Health Perspectives 63:93-104
- Driscoll, C.T., Baker, J.P., Bisogni, J.J., and Schofield,
C.L. (1980)
Effect of aluminum speciation on fish in dilute
acidified waters
Nature 284:161-164
- Evans, A.Jr., and Zelazny, L.W. (1986)
Determination of inorganic mononuclear aluminum by
selected chelation using crown ethers
Soil Sci. Soc. Am. J. 50:910-913
- Evans, D.W., Digiulio, R.T., and Ryan, E.A. (1984)
Mercury in peat and its drainage waters in eastern
North Carolina
Water Resources Research Institute, University of
North Carolina, Report UNC-WRRI-84-218, 66 pp.
- Forrester J.D. (1942)
A native copper deposit near Jefferson City, Montana.
Econ. Geol. 37:126-135
- Fruh, J. and Schrater, C. (1904)
Die Moore der Schweiz, mit Berucksichtigung der
gesamten Moorfrage. A. Francke, Bern, 750 pp.
- Garrels, R.M. (1967)
Genesis of some ground water from igneous rocks. pp.
405-420 in P.H. Abelson (ed.) Researches in
Geochemistry. Wiley, New York.
- Gorham, E., Eisenreich, S.J., Ford, J., and Santelmann,
M.V. (1985)
The chemistry of bog waters. pp. 339-363 in W. Stumm
(ed.) Chemical Processes in Lakes. John Wiley and
Sons, New York.

Government of Newfoundland and Labrador (1984)

A preliminary report on the hydrological investigations of the fuel peat demonstration project near Bishop's Falls.
Water Resources Division, Department of Environment,
Report WR-HIS-T1-84, St. Johns, Newfoundland, 86 pp.
plus appendices.

Government of Newfoundland and Labrador (1985)

A preliminary report on the hydrological investigations of the peat harvesting project near St. Shotts. Water Resources Division, Department of Environment, Report WR-HIS-T1-85, St. Johns, Newfoundland, 115 pp.

Gregory, J.D., Skaggs, R.W., Broadhead, R.G., Culbreath, R.H., Bailey, J.R., and Foutz, T.L. (1984)
Hydrologic and water quality impacts of peat mining in North Carolina.
University of North Carolina, Water Resources Research Institute Report UNC-WRRI-83-214, 215 pp.

Kesselman, H. (1910)

Om vattnets syrehalt och dess inverkan på skogsmarkens försumpning och skogens vaxtlighet.
Meddelanden från Statens Skogsforsöksanstalt 7:91-125

Hodges, S.C. (1987)

Aluminum speciation: a comparison of five methods
Soil Sci. Soc. Am. J. 51:57-64

Ivanov, K.E. (1975) Water Movement in Mirelands (translated by A. Thomson and H.A.P. Ingram). Academic Press, New York, 276 pp.

Jardine, P.M. and Zelazny, L.W. (1986)

Mononuclear and polynuclear aluminum speciation through differential kinetics with Ferron
Soil Sci. Soc. Am. J. 50:895-900

Johansson, J.-A. and Olafsson, H. (1985)

Drainage water quality of peat mining areas. pp. 69-85 in Peat and Environment '85. Jönköping, Sweden, September 17-20, 1985.

Kivinen, E. (1935)

Über die Elektrolytgehalt und Reaktion der Moorwasser.
Agrogeologia Julkaisuja No. 38, 71 pp.

Kivinen, E. and Pakarinen, P. (1981)

Geographical distribution of peat resources and major peatland complex types of the world.
Ann. Acad. Sci. Fennicae A III 132, 28pp.

Lähde, E. (1969)

Biological activity in some natural and drained peat soils with special reference to oxidation - reduction conditions.
Acta Forest. Fennica 94, 69 pp.

Lett, R.E.W. and Fletcher, W.K. (1979)

Syngenetic sulphide minerals in a copper-rich bog.
Mineralium Deposita 15:61-67

- Lovering, I.S. (1927)
Organic precipitation of metallic copper.
U.S. Geol. Surv. Bull. 795:45-52
- Malmstrom, C. (1923)
Degera stormyr. En botanisk, hydrologisk och
utvecklingshistorisk undersökning över ett nordsvenskt
myrkomplex.
Meddelanden från Statens Skogsforsaksanstalt 20, 206
pp.
- McNeely, R.N., Neimanis, U.P., and Dwyer, L. (1979)
Water quality sourcebook - a guide to water quality
parameters.
Inland Waters Directorate, Water Quality Branch,
Environment Canada. En 37-54/1979, 88 pp.
- Morris, J.C. and Stumm, W. (1967)
Redox equilibria and measurements of potentials in the
aquatic environment. pp. 270-285 in W. Stumm (ed.)
Equilibrium Concepts in Natural Water Systems.
Advances in Chemistry Series No. 67. American Chemical
Society, Washington.
- Ramann, E. (1895)
Organogene Ablagerungen der Jetztzeit.
Neues. Jahrb. f. Mineral., Geol., und Palaeontol.
10:119-166
- Ruuhijärvi, R. (1983) The Finnish mire types and their regional
distribution. pp. 47-67 in A.J.P. Gore (ed.) Mires:
Swamp, Bog, Fen and Moor. Ecosystems of the World 4B.
Elsevier, Amsterdam, 479 pp.
- Sallantaus, T. (1984)
Quality of runoff from Finnish fuel peat mining areas.
Aqua Fennica 14:223-233
- Sallantaus, T. (1986)
Impacts of peatland forestry and peat mining on
watercourses - a review.
Finnish Ministry of Agriculture and Forestry,
Luonnonvarajulkaisu No. 11, 203 pp.
- Shotyk, W. (1984)
Metal - organic species in natural waters. Ch. 3 in
M.E. Fleet (ed.) Environmental Geochemistry.
Mineralogical Association of Canada Short Course
Handbook, Vol. 10, pp. 45-64, 1984.
- Shotyk, W. (1986a)
An overview of the geochemistry of peatland waters.
pp. 159-171 in Advances in Peatlands Engineering.
National Research Council Canada, Ottawa, Canada,
August 25-26, 1986.
- Shotyk, W. (1986b)
The inorganic geochemistry of peats and the physical
chemistry of waters from some Sphagnum bogs.
Ph.D. thesis, University of Western Ontario, London,
Canada, 748 pp.

Shotyk, W. (1986c)

An overview of the inorganic chemistry of peats. pp. 249-258 in Advances in Peatlands Engineering, National Research Council Canada, Ottawa, Canada, August 25-26, 1986

Shotyk, W. (submitted)

Review of the geochemistry of peats and peatlands
Submitted to Earth Science Reviews

Shotyk, W. and Telford, P.G. (1983)

A comparative geochemical study of some peatlands of northern Ontario: preliminary report.
Ontario Geological Survey, Open File Report, 5453, 291 pp.

Shotyk, W., Nesbitt, H.W., and Fyfe, W.S. (submitted)

Natural and anthropogenic enrichments of metals in peats
Submitted to Nature

Simola, H. and Lodenius, M. (1982)

Recent increases in mercury sedimentation in a forest lake attributable to peatland drainage.
Bull. Env. Contam. Toxicol. 29:298-305

Sjors, H. (1950)

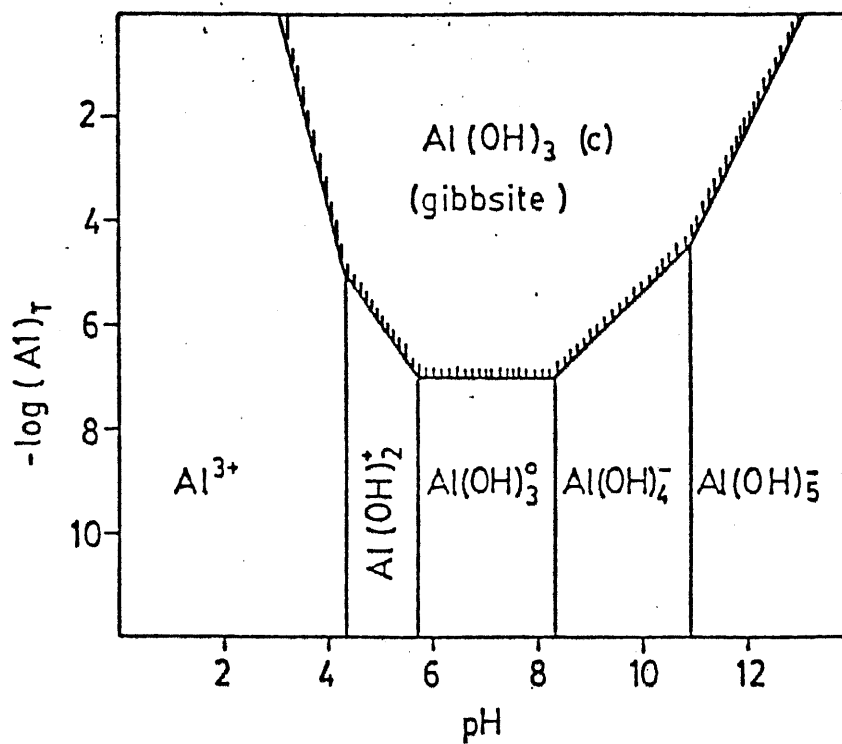
On the relation between vegetation and electrolytes in North Swedish mire waters.
Oikos 2:241-258

Sposito, G. and Mattigod, S.V. (1979)

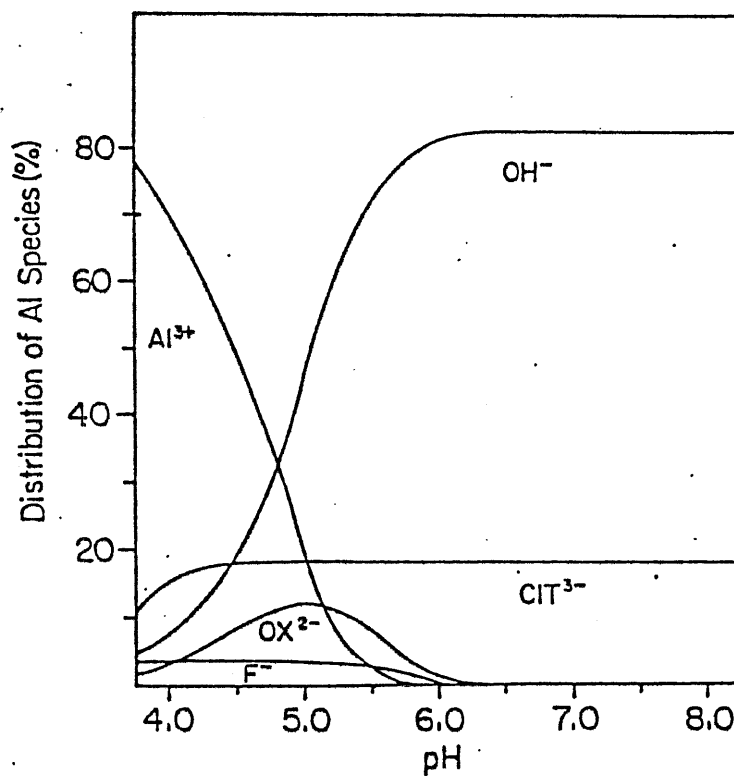
GEOCHEM: A computer program for the calculation of chemical equilibria in soil solutions and other natural water systems.
Department of Soil and Environmental Sciences,
University of California, Riverside, California, 79 pp.

Washburn and Gillis Associates Ltd. (1983)

Evaluation of data from 1982 sampling program of potential pollutants in water and peat samples from three peat bogs in Canada.
National Research Council Canada, Report NRCC 23214, Ottawa, 42 pp. plus appendices.



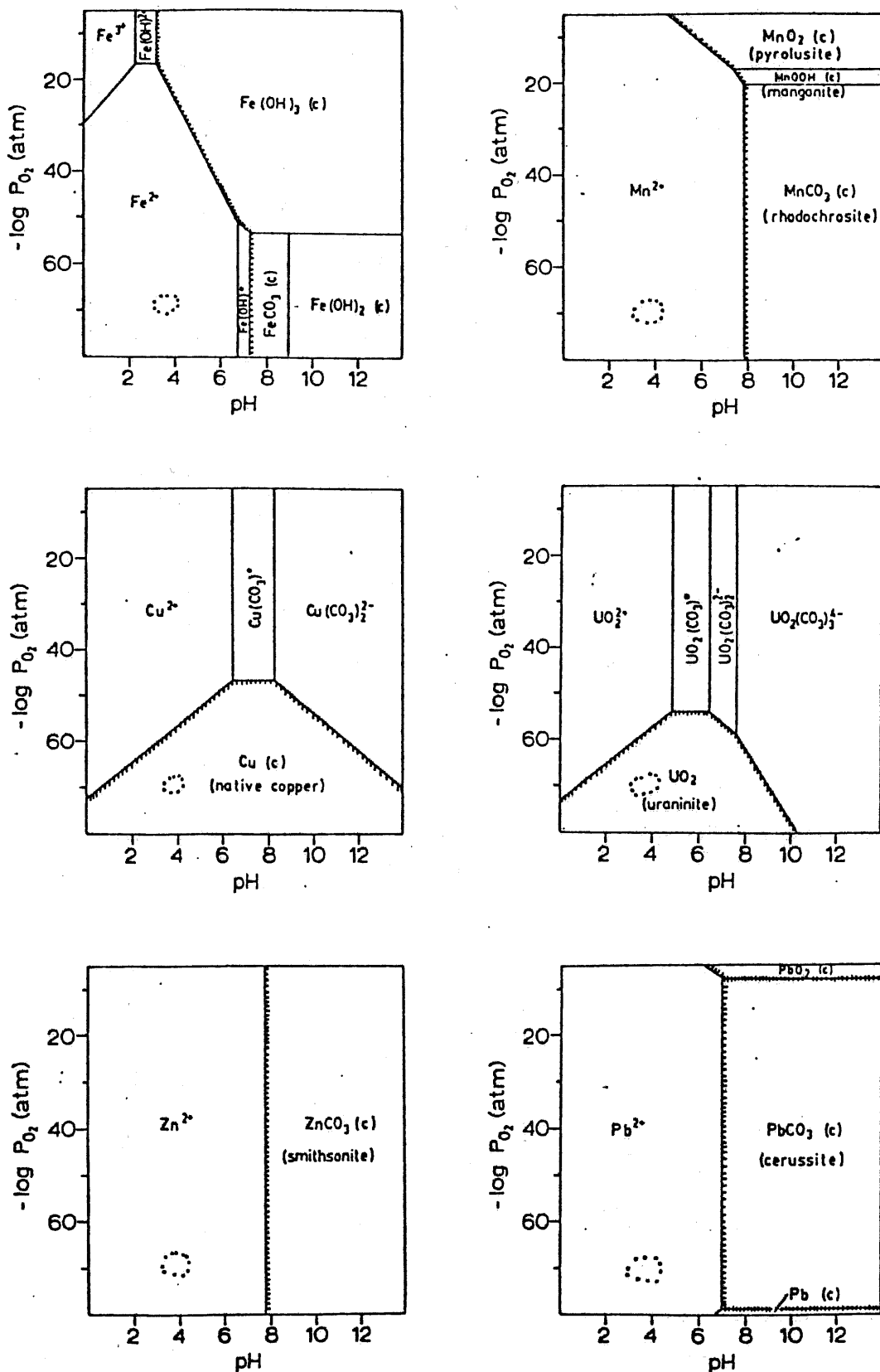
a



b

Kuva 1. a) Liukoisuusdiagrammi $Al-H_2O$ -systeemille, missä $\log (Al)_T = -4.83$ M

b) Alumiinin esiintymismuodon määrittäminen käyttämällä GEOCHEM'ia. Yksityiskohtaisemmin katso Shotyk (1986b)



Kuva 2. Tasapainotiladiagrammi, joka kuvaa mineraalin liukoisuutta. $PCO = -1.5$ atm, $\log (Fe)T = -5.0$ M, $\log (Mn)T = -6.3$ M, $\log (Cu)T = -6.3$ M, $\log (U)T = -8.7$ M, $\log (Zn)T = -6.3$ M, $\log (Pb)T = -7.8$ M. Viivoitettu alue vastaa mitattua pH-arvoa ja laskettua PO_2 -arvoa pintavesille, jotka on otettu Luther-suolta Etelä-Ontariosta. Yksityiskohtaisemmin katso Shotyk (1986b).

MMK Tapani Sallantaus
Suomen Akatemia/Kuopion vesi- ja ympäristöpiiri

UUTTA TURVETUOTANNOSTA VESISTÖJEN KUORMITTAJANA

1. JOHDANTO

Turvetuotanto on lisääntynyt rajusti viimeisten runsaan kymmenen vuoden aikana ennen kaikkea polttokäytön kasvun vuoksi. Tällä hetkellä noin 75 000 ha on tuotannossa tai jollain tavoin valmisteltuna alkavaa tuotantoa varten (esim. ojitettuna). Mikäli käytön laajeneminen jatkuu enimmäiskäyttöarvioiden mukaan, uutta tuotantoaluetta varten olisi soitte ojitettava ja kunnostettava lähes jatkuvasti noin 5 000 - 7 000 ha a⁻¹. Vuonna 1986 poltto- turpeen käyttö oli jopa hieman suurempaa kuin kauppa- ja teollisuusministeriön kolmen vuoden takainen enimmäiskäyttöarvio edellytti.

Turvetuotanto muuttaa suon luonnontilaa selvästi voimakkaammin kuin esimerkiksi metsätalousskäyttö. Tuotantoyksiköt ovat suuria, intensiivinen vaikutusaika vastaanot- tavalle vesistölle on jopa kymmeniä vuosia ja kuormitus kohdistuu koko ajan samaan purkupisteeseen. Pistekuor- mitusluonnetta korostaa turvetuotannon alueellinen keskittyminen.

Laajamittainen turvetuotanto on suhteellisen uusi asia Suomessa. Turvetuotannon vesiensuojeluun liittyvä lain- säädäntö, valvonta, hallinto, koulutus jne. ovat edelleen jatkuvan kehityksen alaisia. Pätevän tutkimuksen tarkeys korostuu nykytilanteessa.

2. TUTKIMUSTILANNE

Suomessa on tutkittu hyvin monen turvesuon valumaveden laatua ja usein samalla myös määrää. Laajimmat tutki- mukset ovat olleet limnologian laitoksen turvetuotannon vesistökuormitusprojekti, vesiviranomaisten ja turve- tuottajien yhteistyönä tehty selkeytysaltaiden tehoa tutkinut projekti seä Vapo Oy:n koordinoima, vielä keskeneräinen turvetuotannon ympäristövaikutukset -pro- jekti, jossa on osallisena hyvin monia tahoja. Lisäksi useissa pienehköissä erillisselvityksissä sekä velvoite- tarkkailuissa on kerätty vedenlaatuaineistoa.

Ruotsissa tutkimus on ollut lähes yhtä mittavaa. Tär- keimmät tutkimukset ovat Upsalan yliopiston limnologian laitoksen (nykyinen vetäjä Hans Olofsson) sekä Kungliga tekniska högskolanin (nykyinen vetäjä Claes-Olof Bran- desten, Inst. för kulturteknik) projektit (ks. esimerkiksi Stenbeck 1985, Sallantaus 1986a). Myös Ruotsissa tehdään velvoitetarkkailua - vuosittain siihen käytetään noin miljoonan kruunun verran. Paineita velvoitetarkkailutu- losten hyödyntämiseen on olemassa.

Nykytilanne Pohjois-Amerikassa sekä siellä tehdyt tutkimukset ilmenevät Dr. W. Shotykin esitelmästä.

3. TUTKIMUSTEN TULOKSIA

3.1 Perussyyt turvetuotannon aiheuttamaan vesistökuormitukseen

Turvetuotannon vesistökuormitus on se osa kokonaishuuhtoutumasta, joka on luonnontilaan (tai pikemminkin turvetuotantoa edeltävään tilaan) nähden ylimääräistä. Turvetuotannon toimenpiteet muuttavat sekä valumaveden laatua että määrää. Kuormitus on näiden yhteisvaikutuksen seurausta. Lisäksi sekä valunnan että veden laadun vuodenaikaisvaihtelu muuttuvat.

Suon ojittamisesta aiheutuu mm. seuraavaa:

- 1 Osa suon vesivarastoa purkautuu vesistöön.
- 2 Suoalue saa ojituksen jälkeen vetensä ainoastaan sateesta; suosta tulee ombrogeeninen.
- 3 Veden liikkeet turvekerroksessa ja sen alapuolisessa kivennäismaassa muuttuvat luonnontilaan verrattuna.
- 4 Turpeen ja sen sisältämien epäorgaanisten aineiden nettoakkumuloituminen kääntyy turpeen hajoamiseksi ja huuhtoutumiseksi.
- 5 Turvekerroksen hapetus-pelkistys -olosuhteet muuttuvat.
- 6 Haihdunta vähenee.

Suon kunnostaminen turvetuotantoon ja tuotannon alkaminen muuttavat tilannetta edelleen. Koko kasvillisuus tuhoutuu ja samalla kasvillisuuden ravinteidenotto lakkaa (7). Kasvu- tai polttoturvetuotanto käyttävät suon turvevaroja alkaen pintakerroksesta, joka laadultaan poikkeaa oleellisesti muusta turvekerroksesta etenkin rahkasoilla. Pintakerroksen vedenjohtavuus on suuri, pH on yleensä alhainen ja eräiden biologisesti tärkeiden, mutta turpeeseen heikosti sitoutuvien aineiden pitoisuudet ovat korkeahkoja (esimerkiksi K, Mn, P). Sitä mukaan kun suo tiivistyy ja pesusienimäinen pintakerros korjataan pois, suon valuntakäyttäytyminen muuttuu: pintavalunta mahdollistuu, ylivalumat kasvavat, alivalumat vähenevät (8). Tuotanto käyttää haihdunnan suohon synnyttämän vajauksen, joka normaalissa maaperässä pidättää suuren osan mm. syyssateista.

3.2 Valuntamuutosten kvantifiointi

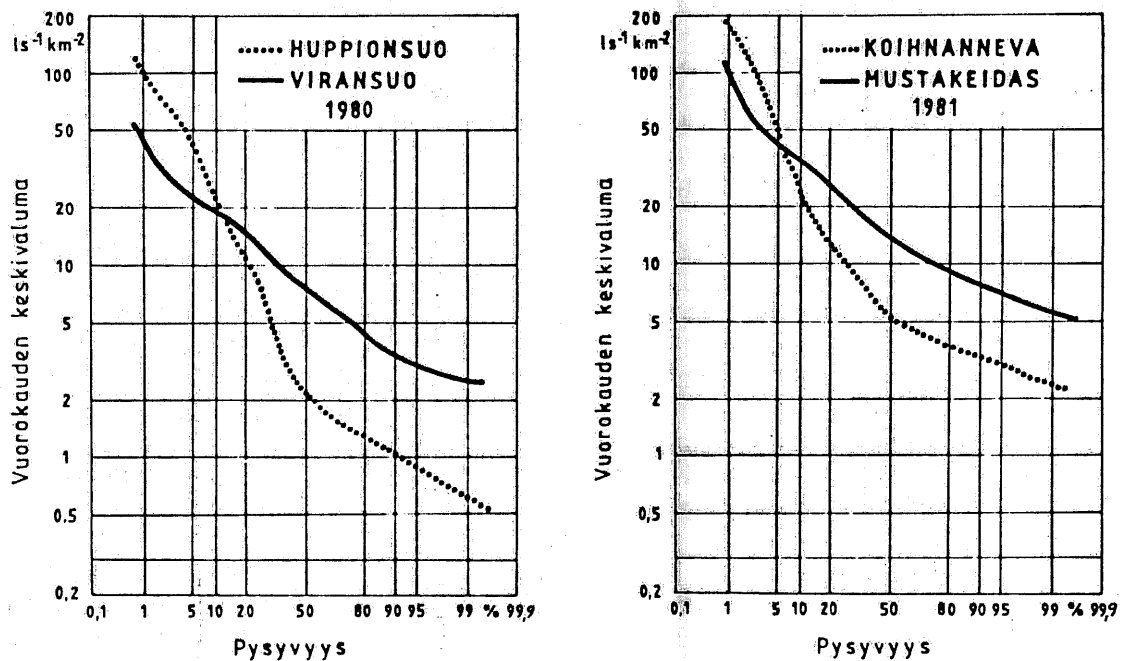
Jos vastaanottava vesistö on pitkäviipymäinen järvi, vuosihuhtoutuma on järkevin yksikkö kuormitustarkaste-
luissa. Jokivesistöissä tilanne on aivan toinen. Vesi-
eliöstön ja monien vesistön käyttömuotojen kannalta
vuoden huonoin tilanne on erittäin oleellinen.

Kuvassa 1 on esitetty vuorokausivaluman pysyvyys kahdella
eri alueparilla, joista toinen edustaa ojitusaluetta ja
toinen tuotantoaluetta. Sateisuudeltaan lähes keskimää-
räisenä vuotena (1980) vuorokauden keskiylivalumat olivat
turvetuotantoalueelta sulanmaankaudella yli kaksinker-
taisia ojitusalueeseen verrattuna. Toisaalta yli puolet
ajasta valunta kolme vuotta aiemmin ojitetulta alueelta
(Viransuo) oli vähintään 4-kertainen turvetuotantoaluee-
seen (Huppionsuo) verrattuna.

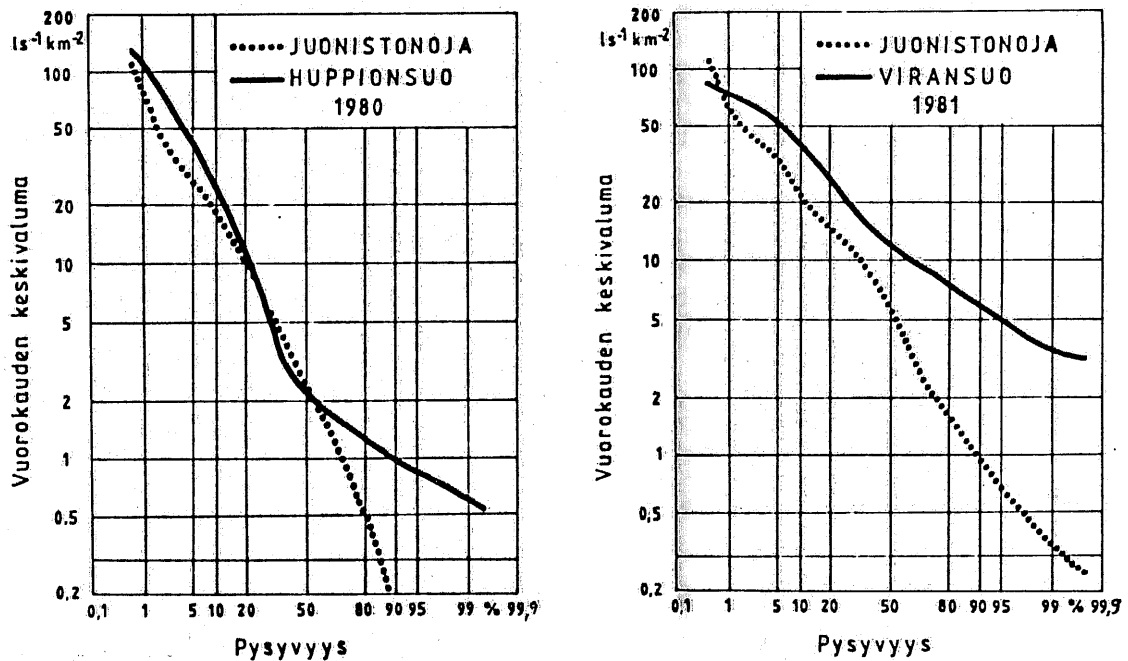
Erittäin sateisena vuonna (1981) erot olivat absoluut-
tisesti eräällä toisella alueparilla vielä suurempia,
mutta suhteellisesti vähäisempiä. Runsaan vuoden oji-
tettuna olleella alueella (Mustakeidas) ylivalumat olivat
noin puolet tuotantoalueen (Koihnanneva) ylivalumista,
mutta toisaalta 2/3 ajasta ojitusalueen valunta oli
vähintään kaksinkertainen turvetuotantoalueeseen verrat-
tuna.

Em. alueista Huppion- ja Viransuon välittömässä läheisyy-
dessä sijaitsee myös vesi- ja ympäristöhallituksen
seuraama pieni valuma-alue, Juonistonoja, joka edustanee
tyypillistä valuntakäyttäytymistä ao. maantieteellisellä
alueella.

Ylivalumien osalta Juonistonoja sijoittuu sekä v. 1980
että 1981 Viransuon (ojitusalue) ja Huppionsuon (turvetuo-
tantoalue) välimaastoon (kuva 2). Alivalumat Juoniston-
ojalta olivat sen sijaan selvästi pienempiä kuin sekä
Viran-että Huppionsuon alivalumat. Vuonna 1980 Viran-
ja Huppionsuon pienimmät valumat olivat noin 60- ja 20-
kertaisia Juonistonojaan verrattuna, vuonna 1981 10-
ja 2-kertaiset (taulukko 1). Kesä-lokakuun kokonaisva-
lunta oli Huppionsuolla sekä v. 1980 että v. 1981 noin
1,3-kertainen Juonistonojaan verrattuna, Viransuolla
keskimäärin 1,6-kertainen. Sadannassa oli pieniä eroja
alueiden välillä.



Kuva 1. Vuorokauden keskivaluman pysyvyys kesä-lokakuussa kahdella eri alueparilla v. 1980 ja 1981. Huppionsuo ja Koihnnanneva ovat jo turvetuotannossa olleita alueita, Viransuo ja Mustakeidas ojitusalueita.



Kuva 2. Vuorokauden keskivaluman pysyvyys Huppionsuon turvetuotantoalueella ja Juonistonojalla kesä-lokakuussa 1980 (oikealla) sekä Viransuon ojitusalueella ja Juonistonojalla kesä-lokakuussa v. 1981 (vasemmalla).

Taulukko 1 Sulanmaankauden (kesä-lokakuu) absoluuttiset alivalumat sekä vuorokauden keskivaluman mediaanit Juonistonojalla, Viransuolla sekä Huppionsuolla v. 1980 ja 1981.

Alue		Pienin vrk.valuma $1 \text{ s}^{-1} \text{ km}^{-2}$	Mediaani valuma $1 \text{ s}^{-1} \text{ km}^2$
1980	Huppionsuo	0,5	2
	Viransuo	2	8
	Juonistonoja	0,03	2
1981	Huppionsuo	0,7	4
	Viransuo	3	12*
	Juonistonoja	0,3	6

* sadanta noin 50 mm suurempi kuin Huppionsuolla

3.3 Valunnan merkitys kuormituksen kannalta

Tuorvetuotantosoon ja vastaanottavan vesistön valuntaerot ovat yleensä suhteellisesti suurimmillaan heti ensiojitusvaiheen jälkeisinä alivalumakausina (talvi, kesä). Tällä on merkitystä etenkin purovesistöjen veden laadulle. Kuvan 1 ojitusalueen, Mustakeitaan, alivalumakautinen kokonaisfosforipitoisuus v. 1980 oli noin $300 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$, Huppionsuon taas v. 1981 noin $600 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$. Yhdistettynä suhteellisen runsaaseen valuntaan vastaanottavaan vesistöön verrattuna kuormitusvaikutus on huomattava. On kuitenkin todettava, että fosforia löytyy niin korkeita pitoisuuksia kuin em. alueilla vain hyvin harvoissa tapauksissa, eikä niiden syitä täysin tunneta.

Alivalumakautinen kuormitusvaikutus saattaa olla suuri myös esimerkiksi ammoniumtypen, raudan tai joissain tapauksissa liuenneen orgaanisen aineksen kohdalla. Esimerkiksi alkutalvesta alkavissa ojituksissa vesivaraston tyhjenemisvalunta ja suuret kuormituslisäykset osuvat kauteen, joka on lohikalojen mädin kehittymiselle tärkeä. Juuri kevättulvaa edeltävää kautta on pidetty hyvänä ojitusajankohtana lohikalojen kannalta, koska tulvavedet laimentavat ojituksen liikkeelle saamat vedet ja huuhtovat irtonaisten aineksen imukanavaan (Bergquist ym. 1984). Käytännössä tuolloin ei ojituksia yleensä kannata tehdä paksun lumipeitteen takia.

3.4 Typpi turvesoiden valumavedessä

Luonnontilaisilta soilta huuhtoutuu suhteellisen runsaasti typpeä kivennäismaihin verrattuna, koska liuennut orgaaninen aines sisältää typpeä. Epäorgaanisen typen huuhtoutumat ovat sen sijaan hyvin pieniä.

Ojitus turvetuotantoa varten lisää epäorgaanisen typen huuhtoutumista selvästi. Pitoisuudet kasvavat edelleen kunnostusvaiheessa ja tuotantoalueilla vuoden virtaamapainotettu epäorgaanisen typen keskipitoisuus on eri tutkimuksissa ollut enimmillään lähes 3 mg l^{-1} ja vuosihuhtoutuma noin $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (N). Runsas epäorgaanisen typen huuhtoutuminen on hyvin tavanomaista turvetuotantoalueille: keskimääräiset arvot ovt noin 2/3 em. arvoista (Sallantaus 1983). Turpeen typpipitoisuutta tai C:N-suhdetta on pidetty hyvänä mittana typen mobilisoitumiskykyä. Tiedetään, että rehevästä saraturpeesta (typpipitoisuus 2 - 3 %) saattaa typpeä mobilisoitua jopa $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ kasvillisuuden käyttöön, mutta rahkaturpeessa (typpipitoisuus noin 1 %) kasvavat kasvit potevat typpipulaa.

Näyttää kuitenkin siltä, että turpeen typpipitoisuus ei olisi hyvä huuhtoutumismäärien selittäjä. Korkeimmat valumaveden typpipitoisuudet on havaittu tuotantosoilla, joilla turve on rahkaturvetta tai metsärahkaturvetta (esim. Huppionsuo, Ropolansuo; Sallantaus 1983) - saraturvesoilla (esim. Aitoneva, Docksmýren, Räiskinsuo) epäorgaanisen typen pitoisuudet saattavat olla selvästi rahkasoita alhaisempia (Sallantaus 1983, Lundin 1984, Selin ja Koskinen 1985).

Havainto on mielenkiintoinen, mutta ei uusi. Jo Kivekäs ja Kivinen (1959) totesivat "muhituskokeissaan", ettei typpeä akkumuloitunut saraturpeissa juuri sen enempää kuin rahkaturpeissa - pikemminkin päinvastoin.

Kiinnostavaa olisi tietää, mitä vapautuvalle typelle tapahtuu rehevillä soilla. Ei tunnu todennäköiseltä, että hajottajat pystyisivät loppumattomiin hyödyntämään kaiken sen typen, jota kasvipeitteettömällä suolla turpeen tehostuneen hajoamisen johdosta täytyy vapautua. Saraturvesoilla on havaittu korkeahkoja nitraattipitoisuuksia valumavedessä ylivalumakausina (Sallantaus 1983). Denitrifikaatio on yksi mahdollinen typen poistumistie. Nitri-fikaatioon ja denitrifikaatioon saattaa liittyä myös ympäristöongelmia ilmaan kohdistuvien typen oksidipäästöjen muodossa. Typen oksidien muodostumisvaara on erityisen suuri silloin, kun nitrikaatio tapahtuu happamissa oloissa (Martikainen 1985).

3.5 Liuenneen orgaanisen aineen huuhtoutumat

Liennut orgaaninen aines, "humus", on yleensä se vedenlaatumuuttaja, joka eniten rajoittaa turvetuotantoalueen vastaanottavan vesistön käyttökelpoisuutta eri tarkoituksiin jo ennen turvetuotannon toimenpiteitä. Turvetuotannon aiheuttamien humushuuhtoutumamuutosten kvantifiointi olisi täten erittäin tärkeää. Tämä on kuitenkin vaikeaa ilman kalibrointikauden ja vertailualueen käyttöön perustuvaa tutkimusstrategiaa, koska myös luonnontilaisilta ja metsäojitetuilta soilta huuhtoutuu vaihtelevia määriä humusta, eikä keskimääräisiä arvoja eri suotyypeille lainkaan tunneta. Etenkin minerogeenisten soiden humushuuhtoutumien arviointi on vaikeaa.

Vielä keskeneräisten tutkimusten valmistuttua olemme ojitusten ja turvetuotannon aiheuttamien humushuuhtoutumamuutosten suhteen paljon nykyistä viisaampia. Nykytilanteen pohjalta on kuitenkin jo mahdollista todeta mm. se, että sara- ja rahkasuot poikkeavat tässä suhteessa oleellisesti toisistaan. Rahkasoilla on havaittu hyvinkin korkeita humuspitoisuuksia, ja ne kasvavat ojituksen iän mukana, etenkin syksyiset arvot (kuva 3). Sarasoilla humuspitoisuudet saattavat olla korkeita kesäkaudella, mutta ovat keskimäärin selvästi alhaisempia kuin rahkasoilla (esim. Aitoneva, Docksmynen, Jauhoso). Suurimmat humushuuhtoutumat eivät kuitenkaan löydy kaikkein karuimmilta soilta. Turpeen hajoamisnopeuden vaikutus humuksen huuhtoutumiseen tulisi selvittää.

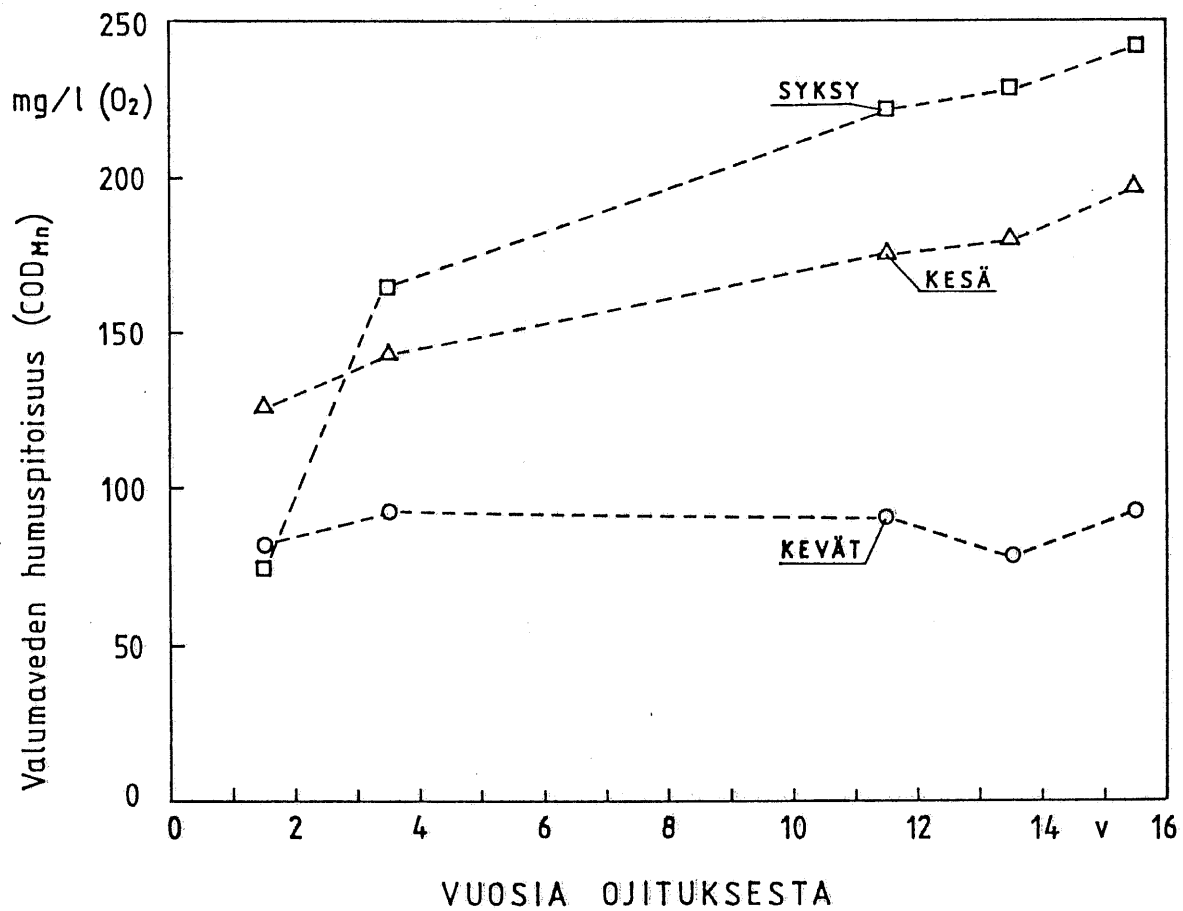
3.6 Suovalumavesien happamuus

Kappaleessa 3.1 esitetyt näkökohdat (1 - 8) ovat kaikki avainasemassa nimenomaan happamuusmuutosten kannalta. Dr. Shotyk käsitellee aihetta kuitenkin tyhjentävästi.

3.7 Kiintoaine

Polttoturvetuotantokenttien pintaturpeen huuhtoutumisvaara on hyvin tiedostettu (Sallantaus 1983, Selin ja Koskinen 1985), samoin valtaojaeroosion mahdollisuus (Sallantaus 1986b). Vesistöön kulkeutuva pöly tuotantokentiltä sai kesällä 1986 suurta huomiota. Haluaisin vielä korostaa yhtä potentiaalista kiintoainelähdettä: tulvan alle jääviä turvetuotantoalueita.

Pohjanmaalla ja Pohjois-Suomessa on monin paikoin hyvin tasaista. Tulvan alle jää joka kevät suuria alueita. Turvetuotanto alentaa maan pintaa jopa 2 - 3 metriä. Todennäköisyys soiden jäämiseen tulvan alle kasvaa jatkuvasti tuotannon edistyessä. Tuotantokentillä oleva irtomainen aines (palaturve, jyrös, ojamaat) saattaa jäädä talven aikana vettymättä ja kellua tulvavesien mukana pois. Tulva-alueille sijoittuneen turvetuotannon aiheuttamiin mahdollisiin vesistöhaittoihin saattaisi olla aiheellista kiinnittää jatkossa huomiota.



Kuva 3. COD_{Mn}-arvoja erään suoalueen eri aikana ojite-
tuilla lohkoilla kevät-, kesä- ja syyskaudella.
Larginin ym. (1976) mukaan.

4. JOHTOPÄÄTÖKSET

Turvetuotannon vesistökuormituksesta on runsaasti kesken-eräisiä tutkimuksia ja vajavaisesti hyödynnettyjä aineistoja. Käsitykset tulevat huomattavasti täsmentymään nykyisestä. Synteesien teko olemassaolevista aineistoista edellyttää eri tutkimusprojektien yhteistyötä. Yhteistyö ruotsalaisten tutkijoiden kanssa olisi myös tarpeen. Jatkotutkimuksissa tulisi keskittyä tutkimuksen määrän sijasta tutkimuksen laatuun. Pitkään ja tarkasti seuratut kestokoealueet ovat luotettavien johtopäätösten edellytys ja lisäävät myös pienimittakaavaisten lyhytaikaisten selvitysten arvoa.

VIITTEET

- Bergquist, B., Lundin, L. & Andersson, A. 1984. Hydrologiska och limnologiska konsekvenser av skogs- och myrdikning. Siksjöbäcksområdet - Uppsala Univ., Limnol. Inst. Rapp. LIV 1984 B, 4. 140 p.
- Kivekäs, J. & Kivinen, E. 1959. Observations on the mobilization of peat nitrogen in incubation experiments. - Maataloustiet. Aikakauskirja 1959, 4:268 - 281.
- Largin, I. F., Pal'min, I. A. Nenast'jeva, G. V. & Zelenaja, O. A. 1976. Kaivettujen ojien vesien kemiallisen koostumuksen ja ominaisuuksien tutkiminen turveesiintymästä kohosuolla. - Käännös Torfjanaja Promyslennost -lehdestä 1976, 11:8-10. Vapo Oy, 6 p.
- Lundin, L. 1984. Torvmarksdikning. Hydrologiska konsekvenser för Docksmynnen. - Univ. Uppsala, Dept. Physical Geogr., Hydrol. Div., Rep. Ser. A, 1984, 3. 75 p.
- Martikainen, P. J. 1985. Nitrous oxide emission associated with autotrophic ammonium oxidation in acid coniferous forest soil. - Appl. Environ. Microbiol. 50:1519 - 1525.
- Sallantausta, T. 1983. Turvetuotannon vesistökuormitus. Pro gradu -työ. Helsingin yliopisto, limnologian laitos. Julkaissut kauppa- ja teollisuusministeriö, energiasos., Sarja D 29.122 p.
- Sallantausta, T. 1986a. Soiden metsä- ja turvetalouden vesistövaikutukset - kirjallisuuskatsaus. - Maa- ja metsätalousministeriö, Helsinki. 203 p. Luonnonvarajulkaisuja 11.
- Sallantausta, T. 1986b. Valtaojitus ja perkaus kiintoainekuormittajina turvetuotantoalueilla - alustavia tuloksia. - Turveteollisuus 1986, 2:43 - 53.

Selin, P. & Koskinen, K. 1985. Laskeutusaltaiden vaikutus turvetuotantoalueiden vesistökuormitukseen. Summary: The effects of the sedimentation ponds on the load coming from the peat production areas to the watercourses. - Vesihallitus, Tiedotus 262 112 p.

Stenbeck, G. 1985. Energitorvtäkt, tänkbara miljökonsekvenser. - Statens naturvårdsverk, Rapp. 3003. 278 p.

Antti Ylitalo

TURVETUOTANTO JA KALATALOUS

1. JOHDANTO

Turvetuotannon vaikutuksia vesistöjen kala- ja raputalouteen ei ole kattavasti selvitetty, tutkimustarve on kyläkin useasti todettu (esim. Sallantaus 1986).

Erityisesti Pohjanmaan jokialueilla ovat kalastuskunnat etujärjestöineen useissa yhteyksissä tuoneen esille huolensa nopeasti laajenevan turvetuotannon vesistövaikutuksista.

Tässä esityksessä keskitytään kalatalouden näkökulmasta turvetuotannon vaikutuksiin ja ongelmiin, joita lupamennettelyssä on havaittu. Esimerkeissä rajaudutaan pääosin Pohjois-Pohjanmaahan.

2. TURVETUOTANNON KALATALOUDELLISISTA VAIKUTUKSISTA

Turvetuotantopinta-ala on noussut Oulun läänissä nopeasti 1970-luvun lopulta lähtien. Turpeen kulutus on läänissä 1990-luvulla noin 10 milj. m³ vuodessa. Tämä edellyttää yli 20.000 ha:n jatkuvaa tuotantoalaa. Vuosittain poistuu käytöstä jo 1990-luvulla lähes 2.000 ha suota. Niinpä vuoteen 2010 on Oulun läänissä turpeesta tyhjennetty 25.000 ha:n tuotantoala. Käytöstä poistuneita, käytössä olevia ja tuotantoon valmisteltavia soita on vuonna 2010, siis vain 23 vuoden kuluttua, ennustettu olevan läänissä yhteensä lähes 60.000 ha (Kainuun vesi- ja ympäristöpiiri 1986, Pohjois-Pohjanmaan seutukaavaliitto 1983 ja 1986).

Turvetuotannon vesistöllisiä ja kalataloudellisia vaikutuksia korostaa tuotannon sijoittuminen pääosin jokien latvaosille, joiden sietokyky on heikko pienten alivirtaamien ja metsätalouden aiheuttaman kuorman vuoksi. Useilla vesistöalueilla pelto-, metsä- ja suo-ojitus kattaa yli puolet valuma-alueesta.

Turvetuotannon vaikutukset kalastoon ja kalastukseen havaitaan mm. pyydysten limoittumisena, kalojen ja nahkiaisten makuvirheinä ja kalojen karkoittumisena. Lisääntymishäiriöt ja lajiston muutokset ilmenevät saaliissa hitaammin, vaikutukset ovat samantyyppisiä kuin vesien rehevöitymisessä yleensäkin.

Veden lisääntynyt humuspitoisuus voi näkyä rapujen kuoren "likaantumisena", joka aiheuttaa esteettisen haitan rapujen jäädessä keitetäessä ruskehtavan punaisiksi. Oulun eteläpuolella Liminganlahteen laskevan Tyrnävänjoen latvaosan rapukannan romahtaminen 1980-luvulla on yhdistetty turvetuotantoon ja siihen liittyviin kuivatustöihin (Ylitalo 1986).

Kalastajat ovat havainneet edellä mainittuja muutoksia kalastuksessa ja saaliissa 1970-luvun lopulta lähtien, ensimmäiset ilmoitukset nahkiaisen makuvirheistä ovat Siikajoelta vuodelta 1977. Ilmoituksia pyydysten limoittumisesta ja kalojen sekä nahkiaisten makuvirheistä on tehty 1980-luvulla Oulun kalastuspiirille ainakin Kuivajoelta (Oijärvi), Siuruanjoelta, Kiiminkijoelta, Siikajoelta ja Pyhäjoelta. Syy-yhteys turvetuotannon laajentumisen ja kalataloushaittojen välillä on ilmeinen, mutta useimmiten nykyisten selvitysten perusteella vaikea sitovasti osoittaa.

Taloudellisesti merkittävimpiä vaikutuksia ovat olleet nahkiaisen makuvirheet jokisuilla. Saalis on jouduttu sumputtamaan puhtaassa vedessä Siikajokisuulla jo 10 vuoden ajan. Makuvirheet ovat aiheuttaneet nahkiaisen hinnan laskua. Pohjois-Pohjanmaan jokisuiden nahkiaissaalis on noin 1 milj. nahkiaista vuodessa eli puolet koko maan saaliista.

Veden laadun muutosten ohella turvetuotantoon liittyy usein ojaeroosion ja kuivatuskanavien kaivamisen aiheuttama runsas kiintoainekuorma, myös alapuolisia puroja ja jokia oijotaan ja perataan. Seurauksena on kalojen ja rapujen elinympäristön tuhoutuminen tai heikkeneminen latva-
vesistöjen hiekoittumisen ja liettymisen takia.

3. KALATALOUS TURVETUOTANNON LUPAMENETTELYSSÄ

Jos turvetuotantoalueen ojituksesta tai varsinaisesta tuotannosta aiheutuu vesilain 1:15 §:n (vesistöjen muuttamiskielto), 18 §:n (pohjavesien muuttamiskielto) tai 19 §:n (vesistön pilaamiskielto) mukaisia seurauksia, on toimintaan saatava vesioikeuden lupa. Kalatalouden kannalta keskeisin on 1:19 §:n vesistöjen pilaamiskielto, jonka mukaan mm. "ilmeistä vahinkoa kalakannalle" ei saa aiheuttaa.

Vesistöjen tilan seuranta ja vesilain säännösten noudattamisen valvonta kuuluvat vesi- ja ympäristöhallinnolle. Turvetuotannon valvontaan on syntynyt vapaaehtoinen menettely, jossa vesi- ja ympäristöpiiri käsittelee turvetuottajien suunnitelmat ja antaa lausuntonsa niistä. Lausunnossa otetaan kantaa siihen, onko vesioikeuden lupa hankkeelle tarpeen ja onko lupamenettely vältettävissä vesi- ja ympäristöpiirin määrittelemillä edellytyksillä (Vesihallitus valvontaohje nro 45, Rönkkömäki 1982, Siitonen 1983). Mikäli turvetuotanto liitetään ilmoitusvelvolliseksi vesien suojelua koskevaa ennakkotoimenpideasetusta muuttamalla, virallistuu nykyinen käytäntö.

Korkeimman hallinto-oikeuden päätökset ovat selkeyttäneet tulkinnan turvetuotannon poistovesien luonteesta. KHO vahvisti 23.8.1985 (pätös n:o 3455) Itä-Suomen vesioikeuden päätöksen Vapo Oy:n eräiden tuotantoalueiden vesien johta-

misesta Kangasjärveen Mikkelin läänissä. Päätöksen mukaan "ao. turvetuotantoalueilta tulevat vedet sisältävät kyseisen teollisen toiminnan seurauksena siinä määrin haitallisia aineita, että niitä on pidettävä vesilain 10 luvun 1 §:ssä tarkoitettuina jätevesinä ja niiden johtamisesta aiheutuu alapuolisessa vesistössä vesilain 1 luvun 19 §:ssä tarkoitettuja haitallisia seurauksia."

Vesien johtamiseen tarvitaan vesilain 10 luvun 24 §:n tarkoittama lupa. Sisällöltään sama on KHO:n päätös 5.9.1986 (n:o 3305) Turveruukki Oy:n hakemukseen Pulkkilan Kivinevan ojittamiseen ja kuivatusvesien johtamiseen.

Linjaveto siitä, milloin tarvitaan vesioikeuden lupa tuotantoalueen kuivatukseen ja vesien johtamiseen vesistöön, on ollut epäyhtenäinen ja alueittain vaihteleva. Harkintavalta luvan tarpeellisuudesta jää vesi- ja ympäristöpiirille. Nykyisessä menettelyssä eivät hankkeiden rapu- ja kalataloudelliset vaikutukset tule riittävästi esille. Turvetuottajat ja vesi- ja ympäristöviranomaiset etenevät "sovitellen ja sopimuksin". Vesistön käyttäjillä, kalastusoikeuden haltijoilla ja yleisen kalatalousedun valvojalla ei ole mahdollisuuksia vaikuttaa pelkällä ilmoitusvelvollisuudella tapahtuvan toiminnan "sopimusehtoihin". Kalatalousviranomaisen lausunto on pyydetty vain poikkeustapauksissa. Mahdollisten kalataloudellisten vahinkojen ja haittojen vähentäminen, korvaaminen ja kompensointi ovat määriteltävissä sitovasti vain vesioikeuden lupaehdoissa.

Oulun kalastuspiiri on erityisesti Pohjois-Pohjanmaan jokivesistöissä pitänyt tärkeänä, että lisäkuormitus sallitaan vain vesioikeuden luvalla. Esimerkiksi Kiiminkijoen kalatalouden elvyttäminen ei ole mahdollista, mikäli veden laatu huononee vielä nykyisestään. Kiiminkijoki on Pohjois-Pohjanmaan ainut vesistörakentamiselta säästynyt vaelluskalajoki, jonka tilaa on parannettu mm. uittosäätön kumoamiseen liittyneillä kunnostuksilla ja arvokalaistutuksilla. Kunnostuksiin käytettiin valtion varoja vuosina 1984 - 1985 yhteensä noin 250.000 mk. Pohjois-Suomen keskuskalanviljelylaitos on istuttanut merilohta ja -taimenta Kiiminkijokeen vuosina 1985 - 1986 noin 300.000 markan arvosta vuodessa. Joki on Project Aqua -vesistö ja suojelevesityöryhmän esittämä suojelukohde (komiteanmietintö 1977:49). Vuonna 1986 Kiiminkijoen alueella oli turvetuotantoon varattuna yli 3.900 ha soita, joista tuotanto oli käynnissä 1.471 ha:lla ja ojitetttuna oli 1.184 ha:n tuotantoala.

Lausunnossaan 29.2.1984 Turveruukki Oy:lle Kiiminkijoen valuma-alueella sijaitsevan Kurkisuon ottamisesta turvetuotantoon Oulun kalastuspiiri on ilmoittanut:

"On ilmeistä, että Kiiminkijoen vesistöalueen

turvetuotannolla saattaa jo nykyisellään olla vesilain 1. luvun 19 §:n tarkoittamia haittoja kalakannalle. Kiiminkijoki on yksi harvoista rakentamattomista vaelluskalajoistamme. Vaelluskalojen elinolosuhteiden parantamiseen sijoitetaan runsaasti valtion varoja uittosäännön kumoamiseen liittyvien kunnostustöiden yhteydessä. Koska turvetuotannon lisääminen voi olla uhkana sekä vesistön vesiensuojelullisten tavoitteiden toteuttamiselle että kalataloudellisen arvon säilymiselle ja parantamiselle, sitä ei ole sallittava ilman vesioikeuden lupaa."

4. KALATALOUDEN JA TURVETUOTANNON YHTEENSOVITTAMINEN

Turvetuotanto on monilla vesistöalueilla merkittävä vesistöjen kuormittaja muiden kuormittajien joukossa. Harkittaessa vesistön pilaantumisuuhkaa ja vesioikeuden luovan tarvetta on vastaanottavan vesistön tilan ja sietokyvyn oltava etusijalla. Rapu- ja kalataloudellisten vaikutusten arviointi tulee olla tarkastelussa mukana.

Vesioikeuden lupa ei ole tuottajille asetettava sanktio, vaan siinä määritellään ne oikeudet ja ehdot, joilla toimintaa harjoitetaan. Selkeät pelisäännöt parantavat vesistöjen eri käyttömuotojen edustajien mahdollisuutta puhevallan käyttöön ja ristiriitojen yhteensovittamiseen.

Oulun vesi- ja ympäristöpiirin alueella on käynnissä laaja turvetuotantosoiden hoito-, käyttö- ja kuormitustarkkailu (Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto 1986). Kalatalouden kannalta vesistövaikutusten seuranta on tässäkin ohjelmassa puutteellista. Turvetuottajien ja viranomaisien tulisi täydentää vesistökohtaisia tarkkailuja niin, että niihin liitettäisiin rehevöitymisen seuranta (esim. perifytontutkimus), kalojen ja nahkiaisten makuvirheiden kartoitus ja kalojen elohopeapitoisuuksien tarkkailu.

Turvetuotannon keskittymäalueilla (Pudasjärvi ja Haapavesi) on käynnistetty vesi- ja ympäristöhallinnon johtama turvetuotannon yleisselvitys. Tämä antaa mahdollisuuden tuotannon vaikutusten tarkasteluun yhteisvaikutuksena koko vesistöalueella.

Turvetuottajille annettujen vesiensuojeluohjeiden noudattaminen on tuotantoalan kasvaessa yhä tärkeämpää. Ohjeiden ja kehotusten noudattamisen valvontaan vesi- ja ympäristöhallinnon on saatava riittävät resurssit.

Pelkällä tutkimuksella, tarkkailulla ja seurannalla vesistö ei puhdistu, tuotanto- ja puhdistusmenetelmien kehittäminen on tärkeää. Turvetuotannon vesiensuojeluteknologian kehittämisessä onkin oma projektinsa jo käynnissä.

Kalatalous Pohjanmaan jokivesistöissä ollut menettävä osapuoli vesistöjen muiden käyttömuotojen tehostuessa. Vesilain aiheuttamisperiaate edellyttää, että haitan aiheuttaja vastaa vahingosta. Vesioikeuden lupaehtoihin on myös turvetuotannon osalta (em. KHO:n päätös 23.8.1985 Kangasjärvi) liitetty kalataloudellisia korvauksia sekä istutus- ja tarkkailuvelvoitteita. Lupien määräaikaisuus antaa mahdollisuuden vaikutusten arviointiin tutkimusten perusteella harkittaessa edellytyksiä luvan jatkamiseen.

Näillä Oulun vesistötutkimuspäivillä käsitellään laajasti vesistöjen kuormituskysymyksiä. Keskustelu ja eri osapuolten yhteistyö on tarpeen, jotta vesiensuojelun ja kalatalouden yleiset tavoitteet voidaan toteuttaa tehokkaasti hyödynnetyillä vesistöalueilla.

KIRJALLISUUS

- Kainuun vesi- ja ympäristöpiiri 1986. Kainuun polttoturvesoiden kuntoonpanoa koskeva yleisselvitys. Kajaa-
ni. 68 s. + 7 liitettä.
- Pohjois-Pohjanmaan seutukaavaliitto 1983. Pohjois-Pohjanmaan turvevarat ja niiden käyttö. Julkaisusarja
A:53 b. 14 s. + liite.
- Pohjois-Pohjanmaan seutukaavaliitto 1986. Pohjois-Pohjanmaan turvevarojen käyttö. 7 s. + liite.
- Pohjois-Suomen Vesitutkimustoimisto 1986. Oulun vesipiirin alueen turvetuotantosoiden hoito-, käyttö- ja kuormitustarkkailuohjelma. 5 s. + 2 liitettä.
- Rönkkömäki, M. 1982. Turvetuotannon vesiensuojelun yleissuunnittelu ja valvonta. Suomen Kalastuslehti 89:
136 - 139.
- Sallantaus, T. 1986. Soiden metsä- ja turvetalouden vesistövaikutukset - kirjallisuuskatsaus. Maa- ja metsätalousministeriö, luonnonvarajulkaisuja 11.
203 s. Helsinki
- Siitonen, H. 1983. Menettelytavoista ja luvantarpeista turvetuotannon vesiensuojelussa. Turveteollisuus
1983 (4):14-18.
- Ylitalo, A. 1986. Turvetuotanto ja ojitukset syynä Tyrnävänjoen rapukannan romahdukseen? Suomen Kalastuslehti 93:358-359.

TULVA-AIKOJEN MERKITYS RAVINTEIDEN HUUHTOUTUMISESSA ERÄÄLTÄ MAATALOUSVALTAISELTA VALUMA-ALUEELTA

MMK Seppo Rekolainen TkT Pertti Seuna
Vesi- ja ympäristöhallitus
Vesien- ja ympäristöntutkimuslaitos

JOHDANTO

Arvioitaessa maatalousalueilta tapahtuvaa ravinteiden huuhtoutumaa on käytetty hyväksi vesientutkimuslaitoksen pienten valuma-alueiden verkostoa, joilla peltomaan osuus vaihteli 0-100 % (esim. Kauppi 1979a, b, Kohonen 1982). Näillä alueilla valuma mitataan jatkuvasti mittapadon ja limnigrafin avulla. Vesinäytteet on otettu aiemmin kerran kuukaudessa, mutta näytteenottoajankohtia on muutettu 80-luvun alussa siten, että nykyisin näytteitä otetaan kevätvalunnan aikaan kerran viikossa (6 kpl) ja syksyllä kahdesti kuussa (6 kpl).

Vakiosysteemin mukainen vesinäytteenotto ei kuitenkaan ole riittävän tiheä, jos pyritään arvioimaan valuntahuippujen merkitystä ravinteiden huuhtoutumisessa. Sateiden ja myös lumen sulamisen aiheuttama valunnan kasvu voi tapahtua muutamassa tunnissa.

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli tiheällä, virtaamapainotteisella näytteenotolla selvittää valuntahuippujen aikaista ravinnehuuhtoutumaa eräältä peltovaltaiselta valuma-alueelta.

TUTKIMUSALUE

Löytäneenojan valuma-alue sijaitsee Kokemäen kaupungissa. Sen pinta-ala on 5,64 km², josta 77 % on peltoa ja 21 % metsää. Maan kaltevuus on erittäin pieni (1,7 %). Maaperä koostuu pääosin lajittuneista maalajeista. Alueella viljellään viljaa sekä runsaasti erikoiskasveja, kuten porkkanaa, kaalia, perunaa, sokerijuurikasta ja rypsiä. Nurmella on vain vähäinen osa viljellystä alueesta.

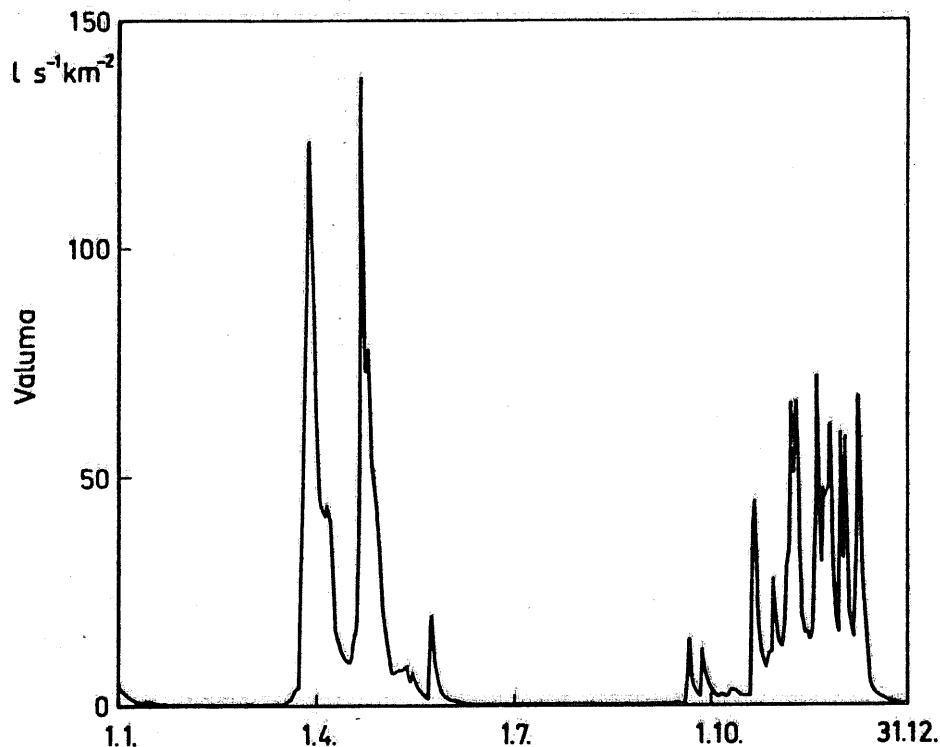
TUTKIMUSMENETELMÄT

Valuma mitattiin jatkuvasti ylisyoksypadon ja limnigrafin avulla. Vesinäytteet otettiin automaattisesti virtaaman suhteessa. Käytetty laitteisto koostui paineanturista, joka oli asennettu mittapadon muodostamaan patoaltaaseen sekä siihen liitetyistä virtaaman mittausyksiköstä ja näytteenottimesta.

Vesinäytteistä analysoitiin sähkönjohtavuus, kiintoaine, kokonaisfosfori sekä kokonaistyyppi vesi- ja ympäristöhallituksessa käytettävien standardien mukaisesti.

TULOKSET

Lumen sulamisesta aiheutunut valuman nousu alkoi maaliskuun lopussa ja lumi oli sulanut pelloilta lähes täysin huhtikuun ensimmäisinä päivinä (kuva 1). Huhtikuun loppupuolella ja samoin toukokuun loppupuolella sattuneet suuret valumajaksot aiheutuivat räntä- ja vesisateista. Kesällä valuma oli erittäin pieni, jaksolla 27.6.-29.8. mittapadon yli ei virrannut vettä lainkaan. Syksyllä merkittävimmät valumat alkoivat vasta lokakuun puolivälin jälkeen, mutta sen jälkeen kokonaisvalunta oli melko suuri. Erittäin korkeita valumahuippuja ei kuitenkaan syksyllä ⁻¹sattunut. Vuonna 1986 vuosikeskivaluma oli $10,84 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$ ja on selvästi korkeampi kuin vuosivalunnan keskiarvo jaksolta 1962-1986 ($7,27 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$).

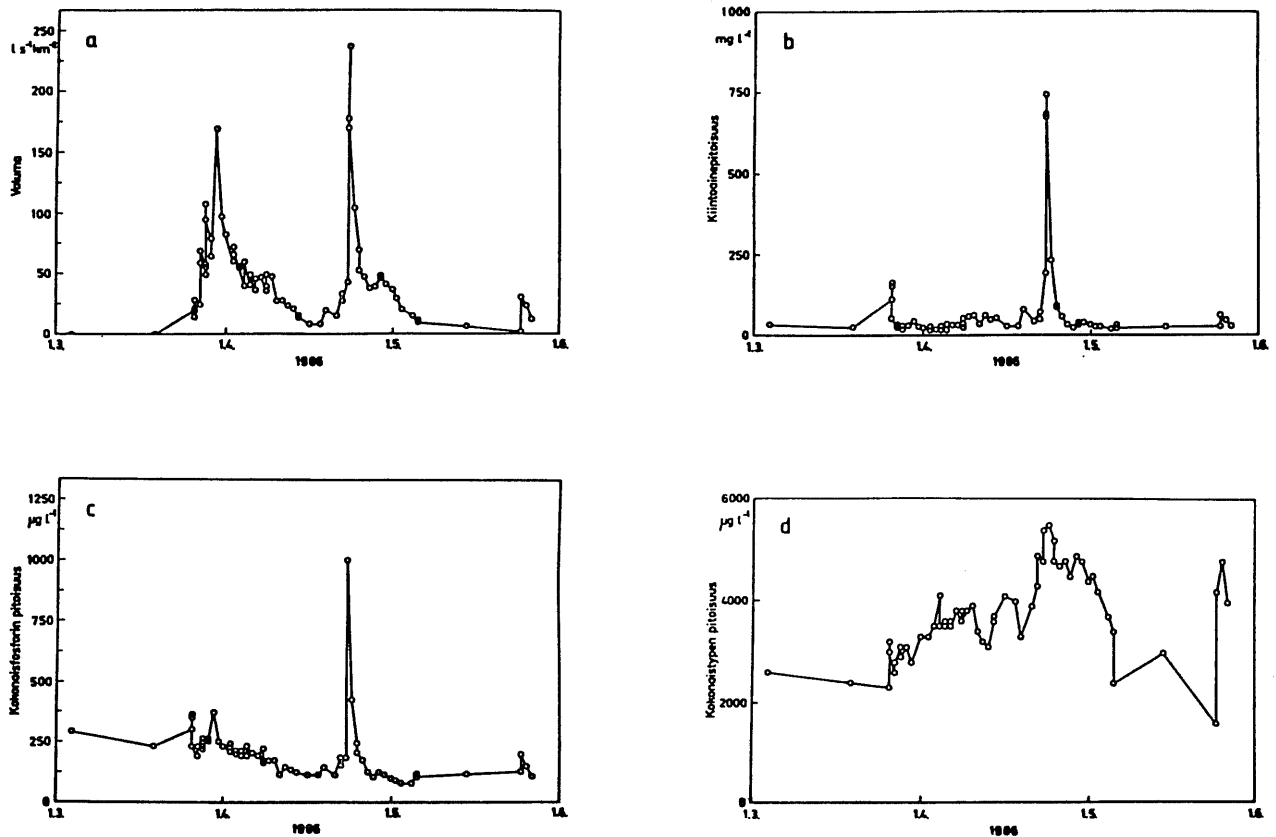


Kuva 1. Valuma vuonna 1986 Löytäneenojan valuma-alueella.

Fosfori huuhtoutuu peltoalueilta pääasiassa kiintoaineeseen sitoutuneena, mikä on selvästi nähtävissä kokonaisfosforin ja kiintoaineen pitoisuuskäyrien yhteneväisyydestä; tässä esimerkkinä kevätkausi (kuva 2). Varsinaisella lumensulamisjaksolla (maaliskuun loppu-huhtikuun alku) kokonaisfosforipitoisuus ja kiintoainepitoisuus eivät kohonneet suuresta valunnasta huolimatta. Tämä johtuu ilmeisesti siitä, että sulamisvedet eivät pääse kunnolla huuhtomaan vielä pintaan asti jäässä olevaa maata. Loppukeväästä paljaaseen maahan tulleet sateet sen sijaan aiheuttivat pintavaluntaa, jonka mukana erodoitunut aines kohotti sekä fosfori-, että kiintoainepitoisuuden varsin korkeaksi.

Typipitoisuuden vaihtelut valunnan suhteessa poikkeavat selvästi fosforipitoisuuden vaihteluista (kuva 2). Typpi huuhtoutuu valtaosaltaan liukoisessa muodossa (nitraattina). Lievä typipitoisuuden nousu lumen ja roudan sulamisen edistytessä johtunee huuhtoutuvan veden pidemmästä

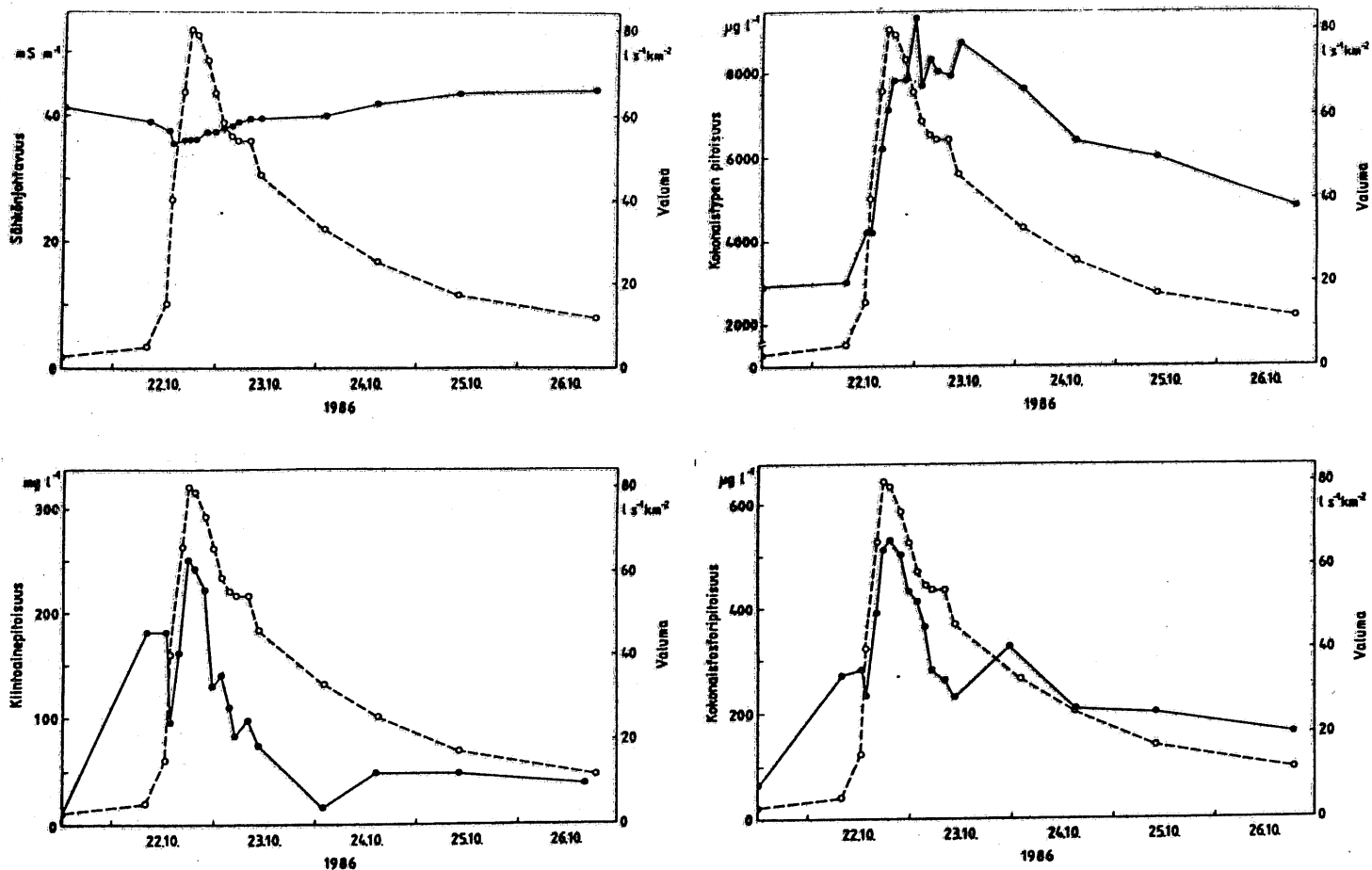
viipymästä maaperässä. Typpipitoisuudet olivat jonkin verran korkeampia sateiden aiheuttamien valuntahuippujen aikana, mutta läheskään yhtä dramaattista nousua kuin fosforin kohdalla ei voitu havaita.



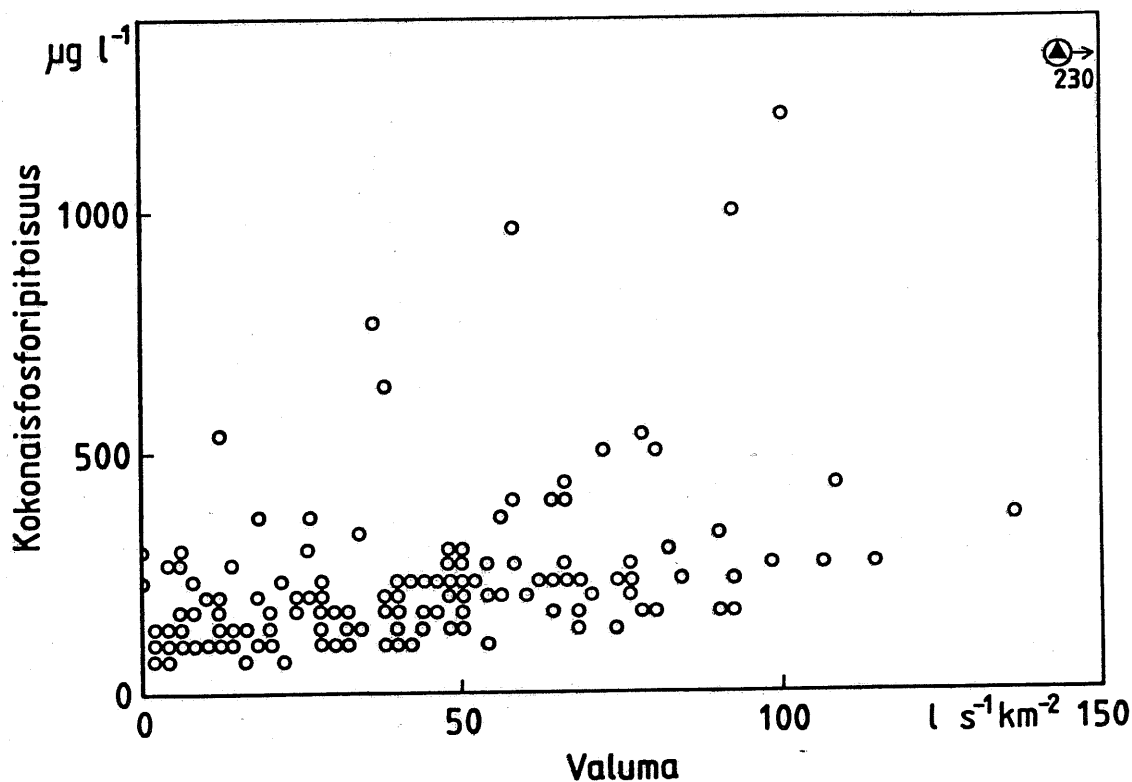
Kuva 2. Valuman, kiintoaine-, kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppi-pitoisuuden vaihtelut kevätkaudella 1986. Valuma on laskettu näytteenottovälien keskivalumasta.

Lokakuun 21. päivänä alkaneen sateen aiheuttaman valuntajakson aikaisista pitoisuuskäyristä (kuva 3) havaitaan eri aineiden erilainen käyttäytyminen. Sähkönjohtavuudessa havaittiin lievä aleneminen erityisesti huippuvaluman alkuvaiheessa, jolloin pintavalunta oli ilmeisesti suurimmillaan. Tämä johtuu pääionien lievästä laimentumisesta. Sähkönjohtavuus alkoi nousta jo ennen piikin huippua, johtuen ilmeisesti salaojien kautta tulevan valuman suuremmasta osuudesta. Samasta syystä johtui ilmeisesti typen pitoisuuden huipun ajoittuminen hieman valuntahuippua myöhemmäksi. Sen sijaan fosforin ja kiintoaineen huippu on täysin samanaikainen valuntahuipun kanssa.

Fosforin, eikä myöskään kiintoaineen, yhteys valumaan ei kuitenkaan ole niin yksiselitteinen kuin eräistä huippuvalumajaksoista voisi päätellä. Koko vuoden aineistoa tarkasteltaessa havaitaan, että fosforipitoisuuden ja valuman välillä on positiivinen korrelaatio ($r = 0,53$), joka kuitenkin korostuu yhden huippuhavainnon takia (kuva 4). Aineisto hajoaa melko paljon johtuen mm. vuodenajasta, lumen ja roudan sulamisvaiheesta sekä siitä, onko kyseessä nouseva vai laskeva valuma.



Kuva 3. Valumaveden sähkönjohtavuuden, kokonaistypin-, kiintoaine- ja kokonaisfosforipitoisuuden vaihtelut lokakuussa 1986 sattuneella sadejaksolla.



Kuva 4. Kokonaisfosforipitoisuuden riippuvuus valunnasta vuonna 1986.

Ainevirtaamat laskettiin kunkin näytteenottovälin puolesta välistä seuraavaan puoliväliin käyttäen tämän jakson keskivalumaa sekä olettaen että näytteenottoajankohdan pitoisuus vastaa koko jakson pitoisuutta. Summattaessa jaksojen ainevirtaama saatiin vuonna 1986 fosforin kokonaisainevirtaamaksi 97 kg km^{-2} , typen 1600 kg km^{-2} ja kiintoaineen 34000 kg km^{-2} .

Tulvakausia on tässä tutkimuksessa tarkasteltu siten, että ainevirtaama on laskettu niillä näytteenottojaksoilla, joilla valuma ylitti 25, 50, 100 ja 200 ls km^{-2} (taulukko 1). Fosforin ja kiintoaineen huuhtoutuminen on selvästi riippuvaisempaa tulvajaksosta kuin typen. Vielä 100 ls km^{-2} ylittävillä valumajaksoilla huuhtoutui 24 % fosforin ja 29 % kiintoaineen, mutta vain 11 % typen kokonaisvuosihuuhtoutumasta, vaikka näitä jaksoja oli vain 6, ja niiden yhteenlaskettu kesto oli 127 t.

Taulukko 1. Ravinteiden ja kiintoaineen kokonaishuuhtoutuma sekä huuhtoutuman eri valumarajat ylittävillä jaksoilla Löytäneenajan valuma-alueella vuonna 1986. Valumat on laskettu näytteenottojaksojen keskivalumasta.

	Ajanjaksojen lukumäärä	Kokonais- fosfori- huuhtoutuma $\text{kg km}^{-2} \text{v}^{-1}$ (% kokonais- huuhtoutumasta)	Kokonais- typpi- huuhtoutuma $\text{kg km}^{-2} \text{v}^{-1}$ (% kokonais- huuhtoutumasta)	Kiinto- aine- huuhtoutuma $\text{kg km}^{-2} \text{v}^{-1}$ (% kokonais- huuhtoutumasta)
	n			
Kokonaiskuormitus	165	97 (100)	1600 (100)	34000 (100)
Kuormitus $q \geq 25 \text{ ls km}^{-2}$	108	82 (85)	1300 (76)	31000 (89)
Kuormitus $q \geq 50 \text{ ls km}^{-2}$	56	60 (62)	700 (42)	23000 (68)
Kuormitus $q \geq 100 \text{ ls km}^{-2}$	6	23 (24)	180 (11)	9900 (29)
Kuormitus $q \geq 200 \text{ ls km}^{-2}$	1	11 (12)	25 (1,5)	2900 (8,4)

Keskimääräistä suurempi valuma vuonna 1986 näkyy myös tietyn valuntakynnyksen ylittävien valuntapäivien osuudesta verrattuna pitkän ajanjakson (1962-86) vastaaviin osuuksiin (taulukko 2). Kuitenkin kesäaika oli vuonna 1986 selvästi vähävetisempi kuin keskimäärin (taulukko 3). Valuman 25 ls km^{-2} ylittävien päivien osuus oli vuonna 1986 vain 3,6 % kun se pitemmällä jaksolla on ollut 13 %.

Taulukko 2. Eri valuntarajat ylittävien valuntapäivien osuus vuonna 1986 ja vuosijaksolla 1962 - 86 Löytäneenojan valuma-alueella laskettuna päiväkeskivalumista.

	1986	1962 - 86
	% päivä- valumista	% päivä- valumista
Valuma $\geq 25 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$	15	7,7
Valuma $\geq 50 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$	6,3	3,0
Valuma $\geq 100 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$	1,4	0,8
Valuma $\geq 200 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$	0	0,09

Taulukko 3. Valuntarajan $25 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$ ylittävien valuntapäivien osuus eri vuodenaikoina vuonna 1986 ja vuosijaksolla 1962 - 86 Löytäneenojan valuma-alueella.

	1986	1962 - 86
	% päivä- valumista	% päivä- valumista
Tammi-huhtikuu ($q \geq 25 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$)	44	53
Touko-syyskuu ($q \geq 25 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$)	3,6	13
Loka-joulukuu ($q \geq 25 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$)	53	34

KIRJALLISUUS

Kauppi, L. 1979a. Effect of drainage basin characteristics on the diffuse load of phosphorus and nitrogen. Publications of the Water Research Institute 30: 21-41.

Kauppi, L. 1979b. Phosphorus and nitrogen input from rural population, agriculture and forest fertilization to watercourses. Publications of the Water Research Institute 34: 35-45.

Kohonen, T. 1982. Influence of sampling frequency on the estimates of runoff water quality. Publications of the Water Research Institute 27. 30 s.

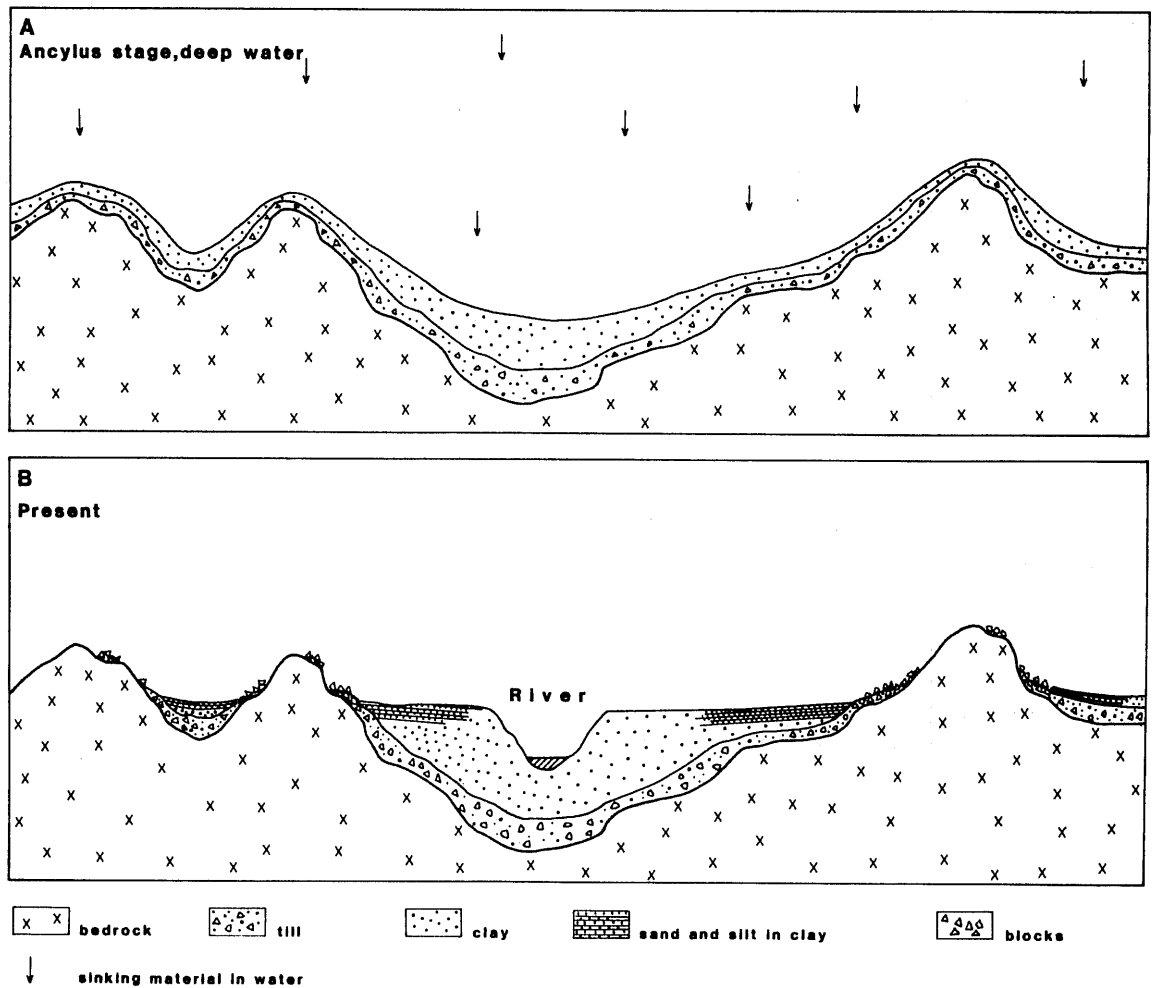
Hannu Mansikkaniemi
Turun yliopisto, maantieteen laitos

EROOSIO- JA SEDIMENTAATIOKYSYMYKSET JOKIEN VALUMA-ALUEILLA

1. JOHDANTO

Täällä Pohjolassa ilmenevä maankohoaminen on meille tuttu ja luonnollinen ilmiö, mutta jo Keski-Euroopassa sen vaikutukset esim. jokilaaksojen kehitykseen tunnetaan jokiasiantuntijoidenkin joukossa yllättävän huonosti. Onhan meillä tietenkin tilanne sikäli erikoinen, että pääosa rannikko-Suomen joista on syntynyt vasta postglasiaalisena aikana maankohoamisen tuloksena eli jokilaaksot ovat todella poikkeuksellisen nuoria esim. Keski-Eurooppaan verrattuna. Lisäksi laajojen savikkojen esiintyminen myös jokien keski- ja yläjuoksulla on poikkeuksellista. Yleensä- hän savea tavataan Euroopassa vain jokien alajuoksulla, lähellä jokisuuta.

Erityisesti Lounais-Suomessa joet ovat kuluttaneet näihin savisedimentteihin poikkileikkaukseltaan V-muotoisia vakolaaksoja (coulée, kuva 1).



Kuva 1. Kaavakuva Lounais-Suomen vakolaaksojen kehityksestä merenpohjavaiheesta nykyaikaan.

Näihin laaksoihin ei ole kehittynyt tulvatasannetta (flood plain) yleensä lainkaan. Tämä johtuu jokien nuoruuden lisäksi alueen maaperästä, sillä savikkoalueilla on pohjaeroosio vallitseva kulutusmuoto. Hieta-, hieka- ja sora-alueilla puolestaan lateraalieroosio on voimakkainta ja näin myös tulvatasanteet kehittyvät nopeasti.

Myös vanhoja uomia tai terasseja on rannikko-Suomen joissa hyvin vähän, mikä myöskin johtuu saveen ominaisuuksista. Toisaalta kallioperän kynnyskohdat säätelevät jokien pituusprofiilia täysin ja kallioperän murtumalinjat puolestaan ohjailevat jokien horisontaalista kulkua. Niinpä rannikko-Suomen jokien keski- ja alajuoksujen uomat ovat yleensä selvästi suorempia kuin esim. Keski-Euroopan joissa, koska mm. meanderitoiminta on heikosti kehittyntä. Pienissä sivuhaaroissa meanderointi on sen sijaan voimakasta.

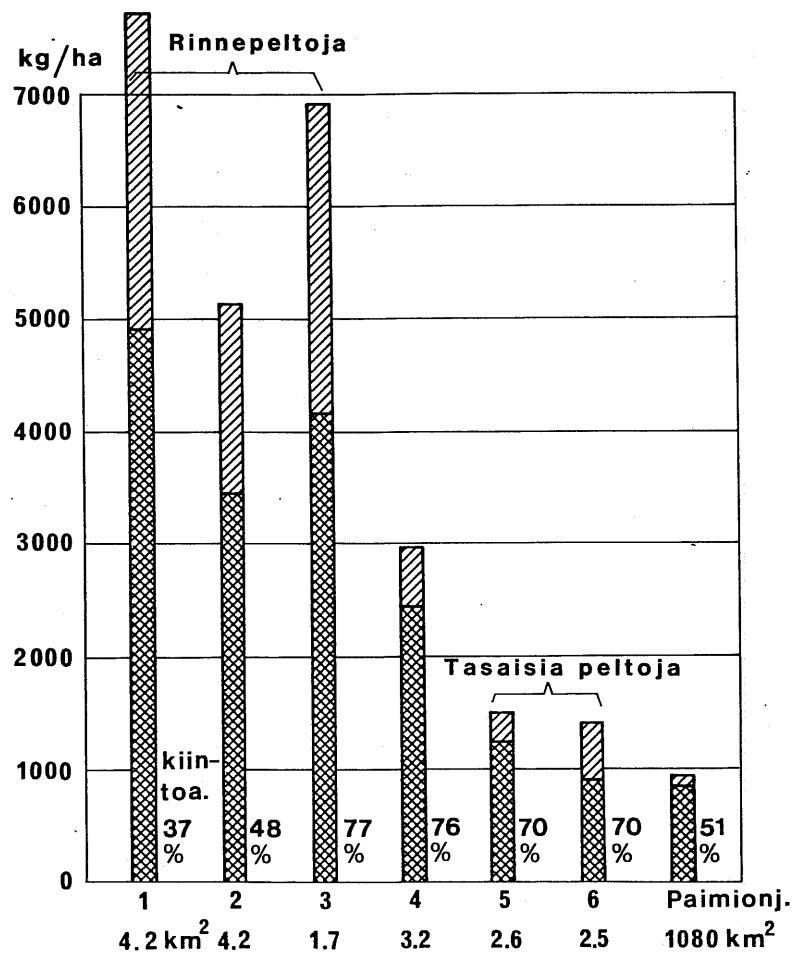
Merestä kohonneilla alueilla vaikuttavat voimat ovat siis aluksi olleet meriprosesseja ja sitten vasta jokiprosesseja. Maankohoaminen vaikuttaa yhä muuttamalla myös jokien viettoa. Esim. Kyrönjoen suulla maa kohoaa lähes 90 cm vuosisadassa, mutta latva-alueilla vain hieman yli 70 cm eli joen gradientti pienenee koko ajan. Tämä tietenkin periaatteessa vaikeuttaa tulvatilannetta jatkuvasti. Toisaalta Jäämeren suuntaan virtaavissa joissa, kuten Oulankajoessa ja Tenojoessa, gradientti on koko ajan kasvanut. Myös Suomenlahden rannikolla vietto on lievästi voimistunut.

2. VILJELYMAIDEN EROOSIO SAVIKKOALUEILLA

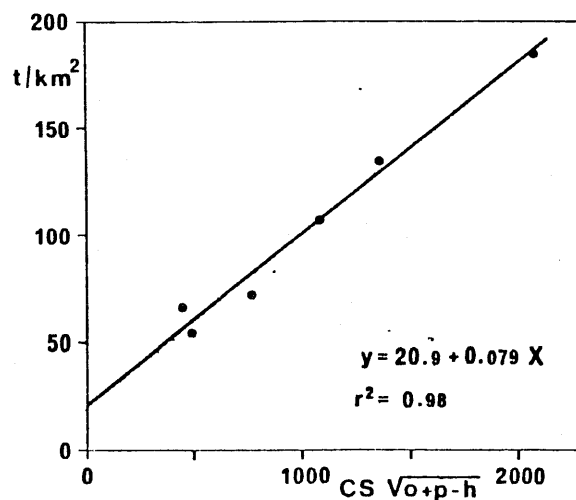
Suomen maaperän eroosio on aina ollut suurinta maan lounaisosissa. Käytännössä tämä tulee näkyviin jokivesien sameutena ja runsasravinteisuutena. Eroosion voimakkuus johtuu siitä, että savea on runsaasti alueen maaperässä ja toisaalta peltoalan osuus on suurin Suomessa. Huuhtoutumismäärät vaihtelevat kuitenkin Lounais-Suomessakin paikallisesti runsaasti. Tämä johtuu monista syistä: maaperän laadusta, kaltevuudesta, maankäytöstä, viljelytekniikasta jne. Lisäksi sääolosuhteet, jotka vaihtelevat suuresti vuodesta toiseen, vaikuttavat ratkaisevasti eroosionopeuteen.

Eroosion määrä on viime aikoina selvästi lisääntynyt, koska pääosa Lounais-Suomen maataloista on siirtynyt nautakarjattomaan maatalouteen. Tämän seurauksena heinämaiden ja laitumien osuus peltoalasta on pudonnut jyrkästi ja tilalle on tullut maanviljely. Samalla siis myös entistä laajemmat peltoalueet ovat osan vuotta paljaina, "mustalla mullalla". Erityisesti syyskylvöjen jälkeen ja lumien sulamisen aikaan ovat pellot monin paikoin 90 %:sti ilman suojaavaa kasvipeitettä. Kuitenkin juuri samoina aikoina sade ja lumien sulamisvedet huuhtovat maaperää voimakkaimmin. Myös erilaisten kemikaalien määrä viljelyalueiden vesissä on kasvanut huomattavasti lisääntyneen lannoituksen ja kasvinsuojeluaineiden käytön myötä.

Asiasta tehty tutkimus (Mansikkaniemi, 1982) osoittaa, että Paimionjoen alajuoksun rinnepellon huuhtoutuu sateisina vuosina aineksia jopa yli 7000 kg/ha. Keskimääräinen arvo on 4000-5000 kg/ha. Runsa kulkeutuminen näkyy mm. siinä, että keväisin lumien sulamisvedet kuljettavat paikoin jokijäälle 5-10 cm paksuja multakerroksia. Metsistä huuhtoutuu aineksia rinnepeltoihin verrattuna vain nimeksi. Myös tasaisilla pelloilla huuhtoutuminen jää melko vähäiseksi, tavallisesti noin 1000 kiloon hehtaarilta ja sateisina vuosinakin noin 1500 kiloon hehtaarilta (kuvat 2 ja 3).



Kuva 2. Pylväät osoittavat kuinka paljon kiinteitä ja liuenneita aineksia huuhtoutuu sateisena vuonna peltohehtaarilta kuudella koealueella, pinta-alat 1.7-4.2 km², sekä koko Paimionjoen alueella, 1080 km². Tummemmin varjostetut osuudet pylväistä kuvaavat keskimääräistä eroosiota. Prosenttiluvut pylväiden alapäässä osoittavat kuinka suuri osuus huuhtoutumasta on kiintoainesta. Rinnepeltoilta ja lähellä merta sijaitsevilta viljelyalueilta, pylväät 1-3, huuhtoutuu 4-5 kertainen määrä aineksia tasaisiin peltoihin verrattuna, pylväät 5-6 (laadittu Mansikkaniemen 1982 mukaan).



Kuva 3. Kiintoaineseroosion määrä, t/km², kuudella Paimionjoen koealueella sekä sitä selittävät valuma-alueiden ominaisuudet, (C) peltojen osuus valuma-alueesta prosentteina, (S) peltojen keskikaltevuus, (o) avo-ojitetun peltoalan osuus koko peltoalasta, (p) kynnetyn alan osuus pelloista syksyllä ja lumien sulamisvaiheessa, (h) nurmien osuus peltoalasta (Mansikkaniemi 1982).

On selvää, että näin suuret eroosiomäärät kuin Paimionjoen alajuoksulla todettiin, köyhdyttävät peltoja, koska sekä liuenneet ainekset että kiintoaine sisältävät runsaasti arvokkaita kasviravinteita. Niinpä nautakarjattoman maatalouden myötä on Lounais-Suomen jokilaaksojen käytössä siirrytty vaiheeseen, jossa viljelymaiden huuhtoutuminen on kasvanut selvästi suuremmaksi kuin mitä se on ollut koskaan aikaisemmin näiden alueiden historian aikana. Tilanne on kuitenkin vielä hallittavissa erilaisin toimenpitein.

Jos maan nopeutunutta köyhtymistä pyritään estämään lisäämällä lannoitusta runsaasti vielä nykyisestään, huuhtoutuu kalliista aineista helposti suuri osa hyödyttömänä vesistöihin. Samalla ne rehevöityvät entisestään. Näin ollen lannoitteiden lisääminen ei ole hyvä ratkaisu, vaan huomio on kiinnitettävä peltojen maankäyttöön, muokkaukseen sekä lannoitteiden levitystapaan.

Erityisesti kaltevilla mailla eroosiota tulisi pyrkiä estämään nykyistä paremmin, esim. keskittämällä syysviljat ja vähäisetkin nurmialat, mikäli viljelykierto sen suinkin sallii, kaikkein jyrkimmille pelloille. Lisäksi esim. kynnöksen suunnan muuttamista poikkirinteiseksi totutun ylhäältä alas sijaan voisi ainakin sopivissa paikoissa kokeilla, vaikka itse työ näin muuttuisikin hankalammaksi.

Viime aikoina on myös esitetty, että vesistöjen rehevöitymisen estämiseksi mm. jokien varteen rajattaisiin suojavyöhykkeet, joilla peltojen lannoitus kielletäisiin. Ratkaisu ei ole hyvä, koska kaikki sivuhaarat, purot ja ojat, kuljettaisivat kuitenkin ravinteensa suojavyöhykkeen poikki pääjokeen. Mikäli taas myös purojen ja ojien varteen määrättäisiin vaikkapa vain pari sataa metriä leveä suojavyöhyke, pienenesi Suomen hyödynnettävä viljelyala romahdusmaisesti. Näin ollen ratkaisuksi jää ainoastaan kohtuullinen lannoitteiden käyttö ja niiden oikea levitystapa. Parasta olisi kuitenkin, että löydetäisiin viljojen kanssa vuoroviljelyyn sopiva - ja taloudellisesti kannattava kasvi.

Jokien vakolaaksojen jyrkillä rinteillä on laidunnettu karjaa vuosisatoja. Sen seurauksena nämä jokitörmät ovat säilyneet lyhytruohoisina, rehevät purovarsilehdot ovat saaneet omat tyyppilajistonsa kevätkukkineen ja kaiken kaikkiaan on syntynyt avara kulttuurimaisema peltojen keskelle. Ihminen on siis muuttanut jokilaaksojen luontoa hyvin voimakkaasti eli "häirinyt pahasti luonnon tasapainoa", kuten nykyisin usein sanotaan. Kuitenkin juuri näissä laaksoissa, missä ihminen on karjoineen vuosisatoja vaikuttanut, luonto on kehittynyt monipuolisemmaksi ja lajistoltaan runsaimmaksi. Eli ihmistoiminta yhdessä elottoman ja elollisen luonnon kanssa on synnyttänyt harmonisen, mutta ei luonnonmukaisen kokonaisuuden.

Nautakarjattoman maatalouden myötä on myös jokitörmien laidunnus päättynyt. Sen seurauksena jokivarsilehdot ovat jo nyt muuttumassa kuusikoiksi, monet entisten kotojen ja lehtojen kasvit ovat häviämässä laajoilta alueilta antaen tilaa lajistoltaan yksitoikkoisille heinikoille. Myös metsä on leviämässä kaikkialle jokitörmillä. Esim. eräillä luonnonsuojelualueilla, missä laidunnus päättyi jo aikaisemmin rauhoituksen myötä, leviävä metsä on jo nyt tuhonnut suurimmaksi osaksi ne kohteet, minkä vuoksi suojelupäätös aikoinaan tehtiin.

Mikäli kehitys jatkuu nykyisellään, on ilmeistä, että 100-150 vuoden päästä entisten avariin jokitörmämaisemien tilalla ovat jokia reunustavat kuusikkovyöt harvalukuisine, varjossa viihtyvine kasveineen. Näin siis huomattava osa kulttuurimaisemasta, ja luonnon monimuotoisuudesta on häviämässä, kun on tapahtumassa mitä puhtain luonnonmukaiseksi muuttuminen!

3. TULVA-ALUEIDEN SEDIMENTAATIO

Pohjanmaa tunnetaan kautta Suomen suurista kevättulvistaan. Siellähän vedet peittävät säännöllisesti vuosittain alleen tuhansia hehtaareja viljelymaata, saarrostavat taloja ja katkaisevat tieyhteyksiä. Jotta saataisiin selville tulvan vaikutukset erityisesti peltoalueilla, tehtiin tulvakausion 1983-1984 aikana asiasta tutkimus Ilmajoen-Seinäjoen tulva-alueella, jonka pituus on lähes 30 km ja leveys 1-6 km. Aluetta voidaan hyvin kutsua myös tulvajärveksi, sillä esim. keväällä 1984 oli pelloilla vettä paikoin jopa kolmisen metriä.

Varsinaisen tulvan katsotaan alkavan Munakassa, kun veden korkeus ylittää asteikkolukeman 400 m. Suurtulvavuonna 1984 todettiin arvo 7.03 m. Kuivina kausina vastaava vedenpinnan korkeuslukema on keskimäärin vain 0,66 m eli veden nousua oli tähän verraten 6,37 m. Kyrönjoen keskivirtaama on 43 m³/s, mutta tulvahuipun aikana vesimäärä voi nousta 500 m³:iin sekunnissa kuten tapahtui keväällä 1984. Keskimääräinen tulvamaksimi on 303 m³/s.

Suurtulvan aikana kerrostui syvimpiin kohtiin pelloille aineksia 30 000-50 000 kg hehtaarille (kuivapainoa). Suurimmat arvot olivat jopa 60 000 kg/ha. Tällaisilla alueilla kerääjien päällä oli noin 2 cm paksu liete-kerros. Muutamissa mittauspisteissä oli nähtävissä jopa aallonmerkkejä kerääjille laskeutuneessa kerrostumassa. Paikalliset olosuhteet vaikuttavat kuitenkin runsaasti kerrostumamääriin. Esim. Munakasta alaspäin olevalla tulvajärven osalla laskeumat jäivät selvästi pienemmiksi kuin edellä, vain 5 000-10 000 kg/ha. Tämä johtuu lähinnä siitä, että Seinäjoelta Vaasaan johtavan rautatien pengertulosi tulvan aikana yläpuoliset vedet eräänlaiseksi selkiintymisaltaaksi, jossa pääosa aineksista kerrostui.

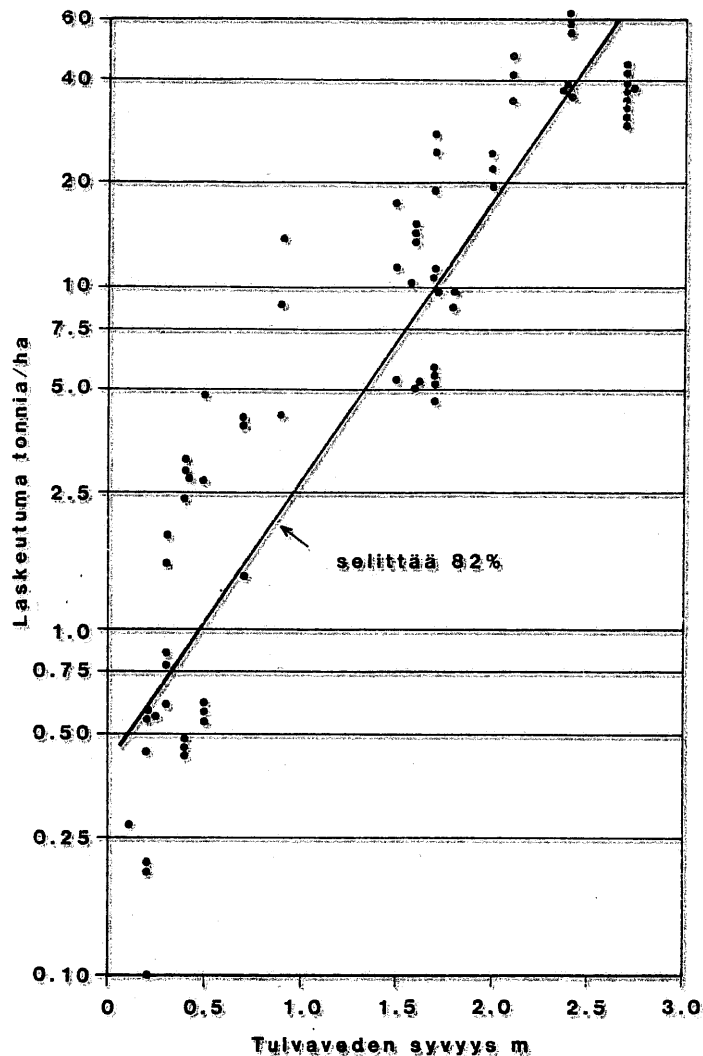
Tutkimus osoitti, että tulvaveden syvyys selittää 82 prosenttisesti laskeumamäärät (kuva 4). Jos pellolla on vettä esim. 30 cm paksultti, on laskeuma keskimäärin vain 750 kg/ha, mutta metrin syvyyteen jääneissä kohdissa jo 2 500 kg/ha. Tulvaveden paksuuden noustessa yli kahden metrin kasvavat laskeumat reilusti yli 20 000 kg:n ja syvyyden ollessa kaksi ja puoli metriä kerrostuu jopa 40 000-60 000 kg hehtaarille.

Tulvaveden maksimisyvyys kuvastaa siis varsin hyvin myös yleistä huuhtoutumisen voimakkuutta ja aineksen liikettä. Tuloksissa ilmenevä hajonta johtuu paikallisista olosuhteista, kuten edellä kuvatus ratapenkereen vaikutuksesta jne.

Laskeutunut aines on pääosin karkeaa hiekkaa, mutta myös hienoa hietaa ja hienoa hiesua siinä on jonkin verran. Suurtulvan aikana laskeumassa on vähän orgaanista ainesta, yleensä vain 6-15 %, mutta tavallisen tulvan aikana selvästi enemmän, keskimäärin 34 %. Kyrönjoen tulva-alueelle on siis kerrostunut vuosisatojen aikana runsaasti mineraaliainesta, karkeata hiesua, joka on sekoittunut alueen turvepohjaiseen maahan. Näin peltojen laatu on vähitellen kehittynyt onnistuneeksi turvemaan ja mineraalimaan sekoitukseksi, multamaaksi. Tulvalaskeumasta on siis saatu tällä tavoin selvästi hyötyä.

Tulvaveteen liukenee aineksia melko runsaasti, koska vesien pitoisuudet kasvavat 17 % tulvajärven läpi kulkiessaan. Eniten on kiinnitettävä huomiota tietenkin kasvuravinteiden huuhtoutumiseen. Niinpä tulvavesien korkea typpipitoisuus on erityisen merkittävää. Ottamalla huomioon todettu veden typpipitoisuus suur tulvan aikana ja alueelta poistuva vesimäärä saadaan tulokseksi, että kulkeutuvan kokonaistypen määrä oli suur tulva-

vuonna keskimäärin 116 tonnia vuorokaudessa eli yli 3 000 tonnia koko tulvakautena.



Kuva 4. Vuotuiset sedimentaatiomäärät, t/ha, Kyrönjoen tulva-alueen pelloille vuosien 1983 ja 1984 havaintojen mukaan. Tulvaveden syvyyden kasvaessa kerrostuneiden aineiden määrä nousee varsin jyrkästi. Pisteet ovat todettuja arvoja, suora kuvaa yleistä muuttumissuuntaa (laadittu Mansikkaniemen 1985 mukaan).

Hyvin pitkällä tähtäyksellä katsottuna Pohjanmaan tulvien torjunta on epätoivoista, sillä maankohoamisen vuoksi jokien vietto pienenee jatkuvasti. Kuitenkin Kyrönjoen tulvat voidaan pitää vielä pitkän aikaa melko hyvin kurissa säännöstelylaitaiden ja jokipenkereiden avulla. Ainoastaan vuoden 1984 tapaisten suurtulvien sattuessa voi tulvasuojelutöiden valmistuttuakin ilmetä joskus vaikeuksia, koska Kyrönjoen valuma-alueen keski- ja yläjuoksulla kevät alkaa hieman aikaisemmin kuin joen alajuoksulla. Tällöin lumien sulamisvedet virtailevat ylempänä ja runsaina, mutta joen suupuoli on yhä jäässä. Näin kävi mm. vuonna 1984.

Kuitenkin on varmaa, että tavanomaiset kevättulvat - ja mikä tärkeintä, myös usein toistuvat kesätulvat - saadaan tulvantorjuntatöillä kuriin.

Kesätulvathan aiheuttavat maataloudelle paljon suuremmat vahingot kuin kevättulvat, sillä kasvavan tai kypsyvän viljan joukkoon noussut vesi tuhoaa sadon yleensä kokonaan.

Toisaalta tehty tutkimus osoittaa, että alueella, missä on opittu varautumaan tulviin, keskinkertaisen ja lyhyehkön kevättulvan positiiviset vaikutukset ylittävät haitat. Sen sijaan kaikki kesätulvat sekä vuoden 1984 tapaiset kevättulvat rakennus- ym. vahinkoineen ja pitkine tulvakausineen ovat hyvin haitallisia.

4. SEDIMENTAATIO PATOALTAISSA

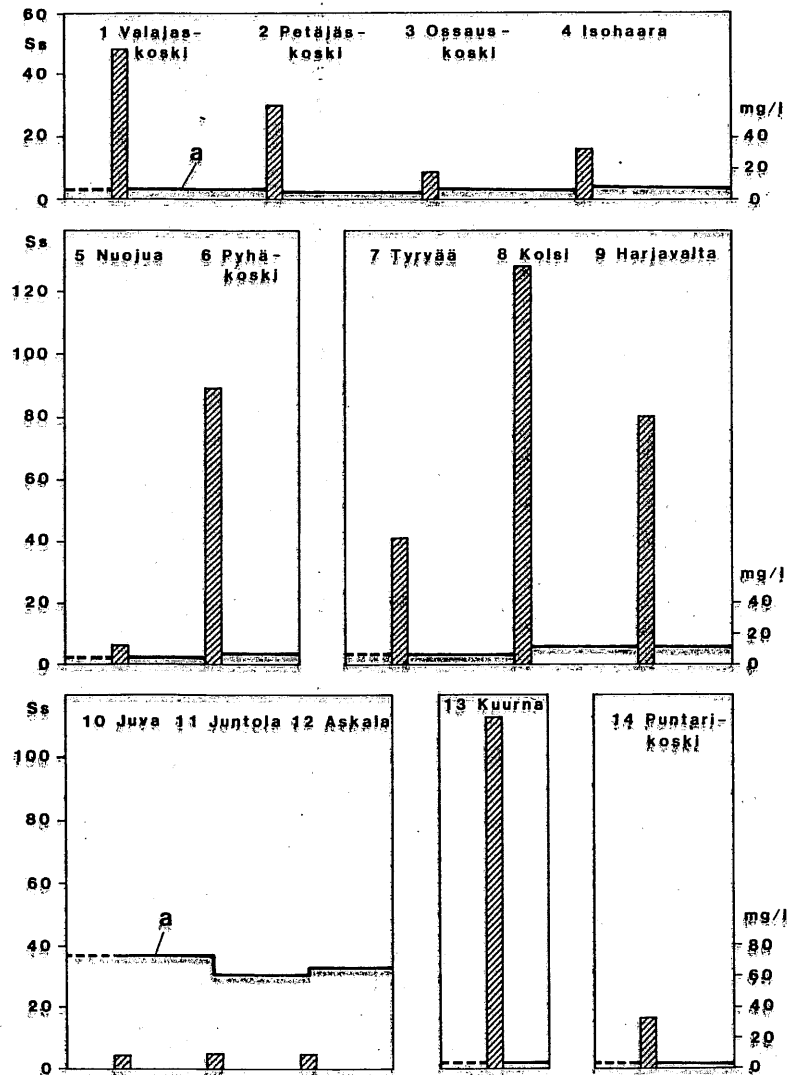
Kun pato rakennetaan, muuttuvat veden ja sedimenttien virtaus sekä biologiset olosuhteet vesistössä ratkaisevasti. Tämän vuoksi on välttämätöntä tai ainakin viisasta seurata miten mainitut muutokset kehittyvät - ja näin on viime aikoina tehtykin. Koska biologiset muutokset ovat olleet maassamme voimakkaimmin esillä ja siksi puhutuimpia, puututaan tässä esityksessä vain eräisiin todettuihin patoaltaiden sedimentaatioarvoihin. Nämä siis kuvastavat muutosta jokien kiintoainevirtaamisissa.

Allasedimentaatio on eräissä maissa taloudellisesti hyvin tärkeä tekijä, sillä esim. semiarideissa olosuhteissa voi rakennetun kastelutai voimalaitosaltaan tilavuus pienetä 15-20 vuodessa laskeumien vuoksi kannattamattomaksi.

Suomessa vastaava kerrostuminen ei ole luonnollisesti läheskään yhtä voimakasta, mutta tehdyissä mittauksissa (Mansikkaniemi, 1975) on kuitenkin todettu, että Kokemäenjoen Kolsissa laskeutui vuoden aikana lähes 100 kg aineksia (kuivapainoa) neliömetrille. Nämä arvot ovat yli 60-kertaisia esim. Oulujoen Nuojuaan ja Höytiäisen kanavan Puntarikoskeen verrattuina. Mittauksia tehtiin Kemijoella, Oulujoella, Kokemäenjoella, Paimionjoella, Pielisjoella sekä Höytiäisen lasku-uomassa.

Tutkimuksen yhteydessä kehitettiin myös ns. pysähtymisindeksi (Ss-indeksi), joka kuvastaa, kuinka tehokkaasti patoallas pysäyttää ainesten kulkeutumista. Ss-indeksi saadaan vertaamalla padon alapuolella turbiineista poistuvan veden kiintoainespitoisuutta patoaltaan laskeutumamääriin.

Pysähtymisindeksit osoittavat (kuva 5), että ainesten kulku pysähtyi tehokkaimmin Kolsissa (Ss=128), Kuurnassa (113) ja Pyhäkoskella (89). Toisaalta suhteellisesti vähiten pysäyttivät sedimenttien kulkeutumista Paimionjoen altaat (Ss=4-5). Tämä merkitsee siis sitä, että savisen veden kiintoaineksesta ehtii laskeutua patoaltaassa vain hyvin pieni osa, koska pienet savihiukkaset liikkuvat tehokkaasti heikossakin virtauksessa.



Kuva 5. Pylvyät (Ss-indeksit) kuvaavat kuinka tehokkaasti voimalaitosten patoaltaat pysäyttävät aineiden kulkeutumisen vesistöissä (Mansikkaniemi, 1975). Viiva (a) osoittaa turbiineista poistuvan veden keskimääräisen kiintoainespitoisuuden, mg/l, havaintokautena. Savikkoalueella, altaat 10-12, vesi on savihiukkasten samentamaa, mutta näin hienosta aineksesta pysähtyy vain hyvin pieni osa patoaltaisiin eli Ss-indeksi on pieni.

5. KIRJALLISUUS

Esimerkkeinä käytettiin seuraavia tutkimuksia:

Mansikkaniemi, H. 1975. Monthly sedimentation in some reservoirs of hydroelectric stations in Finland. Fennia 143, pp. 1-38.

Mansikkaniemi, H. 1982. Soil erosion in areas of intensive cultivation in southwestern Finland. Fennia 160:2, pp. 225-276.

Mansikkaniemi, H. 1985. Sedimentation and water quality in the flood basin of the river Kyrönjoki in Finland. Fennia 163:1, pp. 155-194.

K.Matti Lappalainen
Olli Varis

HAJA- JA SISÄKUORMITUS - HÄIRIKÖT JÄRVELLE, TUTKIMUKSELLE JA HALLINNOLLE

1. HÄIRIKÖIDEN ESITTELY

Häirikkönä pidetään sellaista, joka ei tottele hallitsijoitaan eikä käyttäydy muutenkaan arvioijiansa mielestä "sopivasti".

1.1 Hajakuormitus, pikkuhäirikkö

Hajakuormitus ei eroa ratkaisevasti putkesta tulevasta kuormituksesta, kun asiaa ajatellaan järven kannalta ja esimerkiksi levien kannalta.

Eksaktisuutta janoavalle, vesiensuojelua palvelevalle valvontatutkimukselle hajakuormitus on sitävästoin selvästi häirikkö mm. siksi, että hajakuormitus on hyvin riippuvainen vuodenaajoista, sademääristä, maaperästä, valuma-alueen koosta ja järvisyydestä jne. Hajakuormituksen tutkimiseen tarvitaan automaattisia ja suhteuttavia näytteenottimia tai muuten tihennettyä näytteenotto ja havainnointitiheyttä. Se ei ole tutkittavissa virastotyöaikoina.

Myös numeerisia arvosteluperusteita janoavalle ja yksiselitteistä, jätevesiputken omaavaa kohdetta edellyttävälle vesiensuojeluhallinnolle hajakuormitus on häirikkö. Yksikkökuormitus on pieni, mutta kuormittajien lukumäärä on maatalojen lukumäärällä mitattuna satoja tuhansia kappaleita. Hajakuormitus kantaa sisällään myös "sallittua" luonnonhuuhtoutumaa, joten hajakuormitus ei ole kokonaan pahaa, liiallista ja torjuttavaa. Sen alenemista on vaikea arvostella puhdistusprosenttien avulla kuten pistekuormittajien tapauksissa. Tulosten arvostelu on tehtävä järveltä päin, mikä tekee koko työn epäkiitolliseksi, sillä arviointia häiritsee toinen häirikkö, sisäinen kuormitus.

1.2 Sisäinen kuormitus, tabu ja susi lampaan vaatteissa

Sisäinen kuormituskaan ei vaikutuksiltaan eroa ratkaisevasti muusta kuormituksesta. Levät eivät "välitä eivätkä tiedä" mistä fosfori on peräisin. Liian suuren ja kauan kestäneen ulkoisen kuormituksen reaktiona seurannut sisäinen kuormitus (fosforin liukeneminen pohjasta tai pidättymiskyvyn heikentyminen) merkitsee "menköön sitten kaikki"-luonteista noidankehää, johon ei pahimmillaan voida vaikuttaa ulkoista kuormitusta vähentämällä. Tunnetuimpia todella pahaksi päässeitä sisäkuormitteisia järviä mm. myrkkyleväongelmineen ovat Lahden Vesijärvi (Keto 1982) ja Vihdin Enäjärvi (Kettunen 1980 ja 1981).

Sisäkuormitusmekanismeja ovat käsitelleet mm. Kettunen (1981) ja Lappalainen (1982). Lappalainen on luetellut myös joukon

koti- ja ulkomaisia mutta sisäkuormittelsia järviä.

Vesiensuojeluhallintoa palvelevaa valvontatutkimusta sisäinen kuormitus häiritsee siten, että se mitätöi totutut ulkoisen kuormituksen ositteluun perustuvat syy-seuraus-suhteet. Sama kuormitus "vielä terveelle" ja "dieetille pannulle jo sairastuneelle" järvelle merkitsee täysin poikkeavia ilmiäsuja. Tätä voidaan verrata raudan magnetoinnin hysteresis-silmukkaan tai saman promille määrän nousu- ja laskumäärään. Sisäistä kuormitusta voidaan mitata vasta jälkikäteen, jo syntyneiden järven tilan muutosten kakofoniasta. Itse häiriikköä ei näy, vain tekojen seuraamukset näkyvät, usein vahvoina kuten myöhemmin osoitetaan.

Vesiensuojeluhallinnolle sisäinen kuormitus on vielä nykyin tabu, ilmiö josta ei virallisesti, kahvipöydän ulkopuolella, oikein voida puhua eikä varsinkaan kirjoittaa, vaikka sen syy-seuraus-suhteet ovat olleet tieteellisesti tunnetut 40 vuotta (Häkanson 1983) ja vaikka se on käytännössä kaatanut kullisseja tunkeutuen esiin siinä, että huonoksi päässeiden järvien tila ei ole parantunut jätevesikuormituksen vähenemisen mukaisissa suhteissa.

Vahvana todisteena sisäisen kuormituksen tabu-ilmiölle on mm. se, että vuoden 1987 alussa julkistettu vesiensuojelun tavoiteohjelma vuoteen 1995 ei sisällä sisäisen kuormituksen sanallista ilmaisua, vaikka itse asiaa käsitellään "sumennettuna" useissakin vesiensuojelua ja kunnostusta käsittelevissä kohdissa.

Tälle tabu-ilmiölle on useita syitä. Ensinnäkin on todettava, että sisäiselle kuormitukselle ei ole voitu menetelmällisten puutteiden takia antaa selkeää numeroarvoa, jota tasavertaisuuspyrkimyksiin sitoutunut hallinto asian huomioidakseen tarvitsee.

Toiseksi voidaan sanoa, että perinteisesti järven ulkopuolista kuormitusta vähentämään pyrkinyt vesiensuojelukäytäntö ei ole vielä kypsynyt siihen, että potilasta itseäänkin ja sen omia prosesseja, eikä vain sen ympäristöä, voidaan hoitaa vieläpä hyvällä vaikutus/hinta-suhteella.

Kolmantena syynä jopa heitteelle jättöön verrattaviin tapauksiin - kun järvi on muuten suojeltu mutta huonokuntoinen - voidaan nähdä se, että sisäinen kuormitus on "kasvoton likaa ja", joka on sitäpaitsi jossain määrin järven oma luonnollinen tuote. Luontosyntyperänsä takia, kun luonnon järjestykseen puuttumattomuus on toisaalta muotia, sisäistä kuormitusta ei tohdita edes yrittää panna hallinnollisten ja lainsäädännöllisten säännösten avulla kuriin vesiensuojelun nimissä.

Sisäisen kuormituksen semanttisella kieltämisellä välttytään muuten kiusalliseksi tulevien tärkeysjärjestysongelmien käsittelyltä. Tämä "unohtamisen menetelmä" on toiminut siksi, että maallikkot - ja kalat - eivät osaa tehdä viranomaisille pilaamisilmoitusta asiasta, jolla ei ole hallinnossa

tunnettua nimeä ja joka on erikoistutkimuksin todennettava järven reaktio. Ja toisaalta se on toiminut siksi, että tutkijat pysyvät omilla tonteillaan ja "olkoon kun ei kerran kysytäkään"-asenteisina.

1.3 Pallotellaanko häiriköiden hoitovastuuta

Sisäisen kuormituksen nimettömyyden ja kasvottomuuden takia vesi- ja ympäristöhallituksen vesistöosaston ja vesien- ja ympäristönsuojeluosaston tehtäväjako lienee tältä osin vielä epäselvä. Nykyisen dualistisen joko-tai-ajattelun mukaan vesien- ja ympäristönsuojeluosasto "luovuttanee" järven vesistöosastolle, jolle kuuluu mm. vesien hoito, vasta sitten kun järvi on riittävästi eli toisaalta vesistössä ilmenevästi suojeltu ulkoiselta kuormitukselta, eli haluttaessa ei koskaan.

Uudessa vuoden 1987 alussa julkistetussa yksimielisessä vesiensuojelun periaateohjelmassa vuoteen 1995 mainitaan osasyiksi siihen, että jätevesikuormituksen aleneminen ei ole johtanut vastaavan suuruisiin vesien tilan muutoksiin, että "...asiaan vaikuttavat lukuisat erilaiset ympäristötekijät sekä luonnontalouden säätelymekanismit" ja että "..jätevesikuormitus on usein jäänyt vielä liian suureksi".

Tärkein luonnontaloudellinen säätelymekanismi, sisäinen kuormitus, on jäänyt nimeämättä, vaikka se on suuri vaikuttaja ja vaikka sen torjunnan tulee sisältyä vesiensuojelun toteutuskeinoihin. Tällainen laajennettu ajatustapa onkin jo "sisällä", sillä em. periaateohjelmassa, sen kunnostamista koskevista suosituksista, mainitaan:

"Edellä olevan perusteella neuvottelukunta suosittelee, että

Vesistöjen kunnostusta harkitaan muun muassa vesistörakentamisesta aiheutuneiden haittojen vähentämiseksi tai jätevesien puhdistusta ja muuta ulkoisen kuormituksen vähentämistoimia täydentävänä vesiensuojelutoimenpiteenä silloin kun sillä voidaan nopeuttaa vesistön itsepuhdistumista ja parantaa vesistön käyttökelpoisuutta."

Samansuuntaiset ajatukset pätevät vahvasti myös hajakuormitukseen, sillä sen täydellinen poistaminen on mahdotonta, mutta järven tilan palauttaminen ja kuormitussiedon kohottaminen järveä hoitamalla on mahdollista.

2. HAJA- JA SISÄKUORMITUKSEN OSUUDET JA MERKITYS VESIENSUOJELUPOLITIIKALLE

2.1 Osuudet

Kirjallisuudesta löytyy lukuisia laboratoriokoetuloksia fosforin liukenemisesta erilaisissa olosuhteissa veteen. Liukenemisen lukuarvot liikkuvat suurella alueella (1 - 50 mg/m².d) eikä niistä ole tyydyttävien järvikohtaisten sisäkuormitusten arviointipohjaksi.

Päijänteen ainetasetutkimusten, joihin vuosina 1972 ja 1974 sisällytettiin myös keräyssuppiloilla määritettävät brutto-sedimentaation arvot, aineistosta voidaan laatia seuraavalla sivulla oleva taulukko 1, jossa sisäinen kuormitus on laskettu muiden mitattujen suureiden jäännöksenä (Jyväskylän hydrobiologisen tutkimuslaitoksen julkaisut no. 38, 44, 53 ja 69). Ristiselkä edustaa kuormitetumpaa ja rehevämpää Päijänteen pohjoisosaa verrattuna puhtaampaan eteläiseen Tehinselkään.

Sisäinen fosforikuormitus on laskettu ainetaseyhtälöstä 1, jonka oikealla puolella ovat järven sisäiset prosessit. Yksikköinä voidaan käyttää esim. kg/d tai järven pinta-alaa suhteutettuna mg/m².d.

$$UK - LP = BS - SK + DM/DT \quad (1)$$

UK = ulkoiset tulofosforivirtaamat

LP = luusuasta poistuva fosforivirtaama

SK = sisäinen kuormitus

BS = bruttosedimentaatio

DM/DT = vesimassan fosforisisällön muutosnopeus

Taulukosta 1 todetaan valtava sisäisten prosessien osuus, vaikka Päijänne oli tarkasteluvuosina 1972 -1974 pohjoisosiltaanakin varsin hyväkuntoinen. Erityisesti on todettava, että myös puhtaalla Tehinselällä sisäisen kuormituksen ja ulkoisen kuormituksen suhde oli suuri. Molemmilla alueilla nettosedimentaatio (BS - SK) oli bruttosedimentaatiosta noin 50 %.

Taulukon 1 tulokset sotivat sitä käsitystä vastaan, että hyväkuntoisissa järvissä ei tapahtuisi sanottavasti fosforin palautumista veteen. Vaikka lukuarvoihin sisältyykin melkoisia virhelähteitä (bruttosedimentaation arvot ja tätä kautta sisäisen kuormituksen arvot saattavat olla liian suuria), on erojen suuruus siksi ilmeinen, että sanotusta käsityksestä on sanouduttava jyrkästi irti. Erityisesti sisäiset prosessit ovat suuret kesällä. Talvella bruttosedimentaatio on 10 % luokkaa kesän arvoista.

Myös Päijänteen hajakuormituksen osuuden pienuus käy ilmi taulukosta 1, mikä tosin on pienen lähivaluma-alue/kaukovaluma-alue suhteen perusteella ymmärrettävää.

Taulukosta 2 (Enäjärven fosforitaseet) todetaan bruttosedimentaation ja sisäisen kuormituksen "ottaneen vallan"

Taulukko 1. Päijänteen fosforitase keskimäärin vuosina 1972 -1974.

Kokonaisfosforin alkuperä (mg P/m ² .d)	Ristiselkä (142 km ²)		Tehinselkä (582 km ²)	
	Koko vuosi	Kesä	Koko vuosi	Kesä
Kaukovaluma-alueelta (joet)	1,50	1,47	0,42	0,48
Lähivaluma-alueelta				
- luonnonhuuhtoutuma 1)	0,05	0,05	0,03	0,03
- ihmistoiminnan kuorm. 2)	0,08	0,08	0,05	0,05
Sade	0,05	0,05	0,05	0,05
Jätevedet	1,51	1,51	0,02	0,02
Ulkoiset yhteensä (UK)	3,19	3,16	0,57	0,63
Sisäinen kuormitus (SK)	1,34	2,28	0,20	0,54
P-tulot yhteensä (UK + SK)	4,53	5,44	0,77	1,17
Bruttosedimentaatio (BS)	2,43	4,20	0,43	1,00
Poisvirtaus luusuasta (LP)	2,10	2,64	0,34	0,44
Veteen sit. tai luov. (DM/DT)	0	-1,40	0	-0,27
Sis. kuorm. / Ulk. kuorm.(%)	42	72	35	86
NettoS / BruttoS (%)	3)	45	53	46

1) Luonnonhuuhtoutuman kok.fosforipitoisuudeksi oletettu 20 mg P/m³

2) Ihmistoiminnan aiheuttamaksi lisäykseksi " 30 "

3) NettoS = BS - SK

Taulukko 2. Enäjärven likimääräinen fosforitase. Bruttosedimentaatio määritetty v. 1981 ja muut 1979 (Kettunen 1980).

Kokonaisfosforin alkuperä (mg P/m ² .d)	Koko vuosi		Kesä
Lähivaluma-alueelta			
- luonnonhuuhtoutuma 1)	0,14	0,05	
- ihmistoiminnan kuorm. 2)	0,62	0,20	
Sade	0,06	0,06	
Jätevedet	0	0	
Ulkoiset yhteensä (UK)	0,81	0,31	
Sisäinen kuormitus (SK)	1,08	7,37	
P-tulot yhteensä (UK + SK)	1,89	7,67	
Bruttosedimentaatio (BS)	1,60	4,10	
Poisvirtaus luusuasta (LP)	0,29	0,29	
Veteen sit. tai luov. (DM/DT)	0	+3,27	
Sis. kuorm. / Ulk. kuorm.(%)	133	2380	
NettoS / BruttoS (%)	3)	33	-80

1) Luonnonhuuhtoutuman kok.fosforipitoisuudeksi oletettu 25 mg P/m³

2) Ihmistoiminnan aiheuttamaksi lisäykseksi " 112 "

3) NettoS = BS - SK

Enäjärven tilan säätelyssä. Tuulen aiheuttama resuspensio, pH:n kohoaminen fosforia pohjasta ja keijuvista hiukkasista liuottavaksi (ns. desorptio), pohjasedimentin anaerobia (sedimentti lienee hapeton jo n. 1 cm syvyydestä alkaen vaikka vesi onkin kesällä kierron johdosta hapellista) ja resuspensoitumista auttava, luultavasti voimakas typpi-kaasun kehittyminen sedimentin pintaosissa ovat kaikki yhdessä fosforia veteen palauttavia prosesseja.

Koska on varmaa, että kaikkein karuimpiinkin järviin lukeutuvilla on tietty tausta-arvo, luonnon sisäkuormitus, ovat haja- ja sisäkuormitus tällä tavalla sukulaisia keskenään, sillä vasta tietyn luonnontilaisen tai muuten sovitun tason ylittävää osaa voidaan pitää "pahana" kuormituksena. Tätä haja- ja sisäkuormituksen rinnasteisuutta on havainnollistettu kuvassa 1.

2.2 Ainetaseista ohjeita vesiensuojelupolitiikalle

Erityisesti Enäjärven ainetaseesta todetaan, että mahdollisuudet parantaa järven tilaa ulkoisen kuormituksen vähentämisellä ovat minimaaliset. Näinollen jäljelle jää pohjimmiltaan vain sisäisen kuormituksen vähentäminen, sillä bruttosedimentaatio ja ainesisällön kesäaikainen kasvu pienenevät ensisijaisesti sisäisen kuormituksen pienenemisen kautta. Keinoja ovat pohjasedimentin fosforinpidätyskyvyn parantaminen tai luovutuskyvyn vähentäminen "in situ" hoidolla tai ruoppaamalla (esim. Lappalainen ja Wahlgren 1986 ja Lappalainen 1987) ja ns. biomanipulaatiot (Sammalkorpi ja Marttinen 1986 ja Kairesalo 1987), joilla pohjimmillaan pyritään vähentämään orgaanisten aineiden bruttosedimentaatiota ja näin estämään pohjasedimentin pilaantuminen ja sedimenttiperäinen sisäinen kuormitus.

3. SISÄISEN KUORMITUKSEN TUNNISTAMIS- JA ARVIOIMISMENETELMIÄ

3.1 Tunnistaminen

Yleinen - ja virheellinen - käsitystapa on pitänyt sisäisenä kuormituksena nettoliukenemiseksi muuttuneita tilanteita, jollaisia on syntynyt raskaasta jätevesikuormituksesta vapautettuihin järviin.

Oikeampi tapa on nähdä asia siten, että järven väsyessä liialliseen ulkoiseen kuormitukseen myös sisäinen kuormitus kasvaa ja johtaa liialliseen rehevöitymiseen, vaikka järvi olisi edelleen nettosedimentoiva. Näinollen jo kesäaikaisen fosforipitoisuuden alenemisen hidastuminen, jos sitä ei voida selittää ulkoisen kuormituksen kasvulla, on sisäisen kuormituksen aikaansaannosta. Suoranaisesta vastaavasta päällysveden fosforipitoisuuden lisääntymisestä, jolloin on jo kyse nettoliukenemisestä, on havaintoja ja oikea selitysmalli jo vuodelta 1938 (Hutchinson 1957 ss.740-741). Enäjärvi, Vesijärvi ja myös lukuisa joukko muita järviä, mm. Hattulan Lehijärvi ja Valkeakosken Lotilanjärvi, voidaan mainita kotimaisina esimerkkeinä järvistä, joiden

sisäkuormittuneisuus on ilmeinen ilman laskutoimituksia.

Korostettakoon erityisesti, että sisäisen kuormituksen arviota, eikä muutakaan ainetaseen osatekijää, ei missään nimessä tule tehdä pelkästään fosforipitoisuuden lisääntymiseen perustuen.

3.2 Tilastolliset fosforimallit

Kun ainetaseajattelu yleistyi 1970-luvulla, yleistyi myös nettosedimentaatiokäsitys. Nettosedimentaation (tai pidättymisen) riippuvuus järven hydrologiasta (esim. Kirchner & Dillon 1975 ja Larsen & Mercier 1976) ja edellisen lisäksi myös kuormituksesta (Lappalainen 1977 ja Frisk 1983) voitiin terveissä järviissä, mutta vain niissä, määritellä empiiris-tilastollisesti melko tarkasti. Näinollen avautui mahdollisuus arvioida mikä järven fosforipitoisuuden tulisi olevalla ulkoisella kuormituksella olla, jos järvi olisi terve. Ja kun toisaalta todettiin, tiettyjen muiden oireiden ohella, mikä fosforipitoisuus todella oli, voitiin ero tulkita joko mallintamisvirheeksi, määrittämisvirheeksi tai -lopuksi - sisäisen kuormituksen aikaansaannokseksi.

Suhteuttamalla todellisen ja lasketun ero kuormitukseen voitiin karkeasti saada käsitys sisäisen kuormituksen suuruusluokasta. Tällaisella tekniikalla arvioiden, kun Lehijärven ja Lotilanjärven fosforipitoisuudet ovat 1980-luvulla olleet noin kaksinkertaiset nykykuormituksen edellyttämiin "pitäisi olla" arvoihin verrattuna, voidaan järviin arvella jääneen ylikuormitetusta menneisyydestä samansuuruinen sisäkuormitus kuin on nykyinen ulkoinen kuormitus. Leinonen ja Mäkinen (1975) ovat esittäneet järven kokonaiskuormituksen laskentatavan, joka perustuu järvestä havaitun fosforipitoisuuden ja sedimentoitumiskäyttäytymisen huomioimiselle.

3.3 Simulointimallit

Simulointimalleja, joissa esiintyy fosforin palautuminen pohjasta veteen liukenemisen tai tuulen aiheuttaman resuspension avulla, on kotimaisiakin useita (Kettunen 1981, Kinnunen ym. 1982 ja Varis 1984).

Suomalais-neuvostoliittolaisena yhteistyönä on kokeiltu Balatonjärven mallin soveltumista Kuortaneenjärven fosforitaseiden analysointiin (Varis ym. 1986a) sekä vertailtu Kuortaneenjärven ja Balatonjärven malleja (Varis ym. 1986b).

Erityisesti kahdessa viimeksimainitussa julkaisussa on käsitelty kysymystä saadaanko simulointimallien kalibroinnilla luotettavia lukuarvoja sellaisille prosesseille, joita ei yleensä käytännössä mitata (kuten mm. sisäinen kuormitus ja yleensä käytännön syistä hankala bruttosedimentaatio).

Kokemukset ovat olleet positiivisia, joskin virhemahdolli-

suudet ovat olemassa. Selvästi on ilmennyt, että brutto-sedimentaation ja sisäisen kuormituksen arvot ovat nimenomaan kesäaikana suurimmillaan.

Yhtäpitävästi Päijänteen ja Enäjärven mitattujen ainetaseiden kanssa on voitu todeta, että sisäiset sedimentaatio- ja liukenemisprosessit ovat vuositasollakin hyvin suuria ulkoiseen kuormitukseen verrattuna. Balaton-järven mallin sovitus Kuortaneenjärveen tuotti tuloksen, että koko vuoden sisäisen ja ulkoisen kuormituksen suhde oli noin 1,5 ja että nettosedimentaatio oli noin 20 % bruttosedimentaatiosta eli lukuarvot ovat samaa luokkaa kuin Enäjärven tapauksessa. Näissä järviissä tapahtuukin voimakasta fosforipitoisuuden nousua kesän aikana.

Mainittakoon vielä, että Vesi-Ekossa on kehitetty Friskin (1983) fosforimallin pohjalta edellisiä hieman yksinkertaisempi ja samalla bruttosedimentaation laskentatavaltaan edellisistä poikkeava fosforin simulointimalli, jolla voidaan kokeilun tietä etsiä sellainen sisäisen kuormituksen kausikehitys, joka ulkoisen kuormituksen kanssa toteuttaa havaittujen pitoisuuksien mukaisen pitoisuuskehityksen.

Simulointimallit ovat hyvä apukeino eri kuormitusosuuksien määrittelyssä ja siten vesiensuojelutoimien kohdentamisessa vaikutus/hinta-suhteeltaan mahdollisimman hyviin menetelmiin.

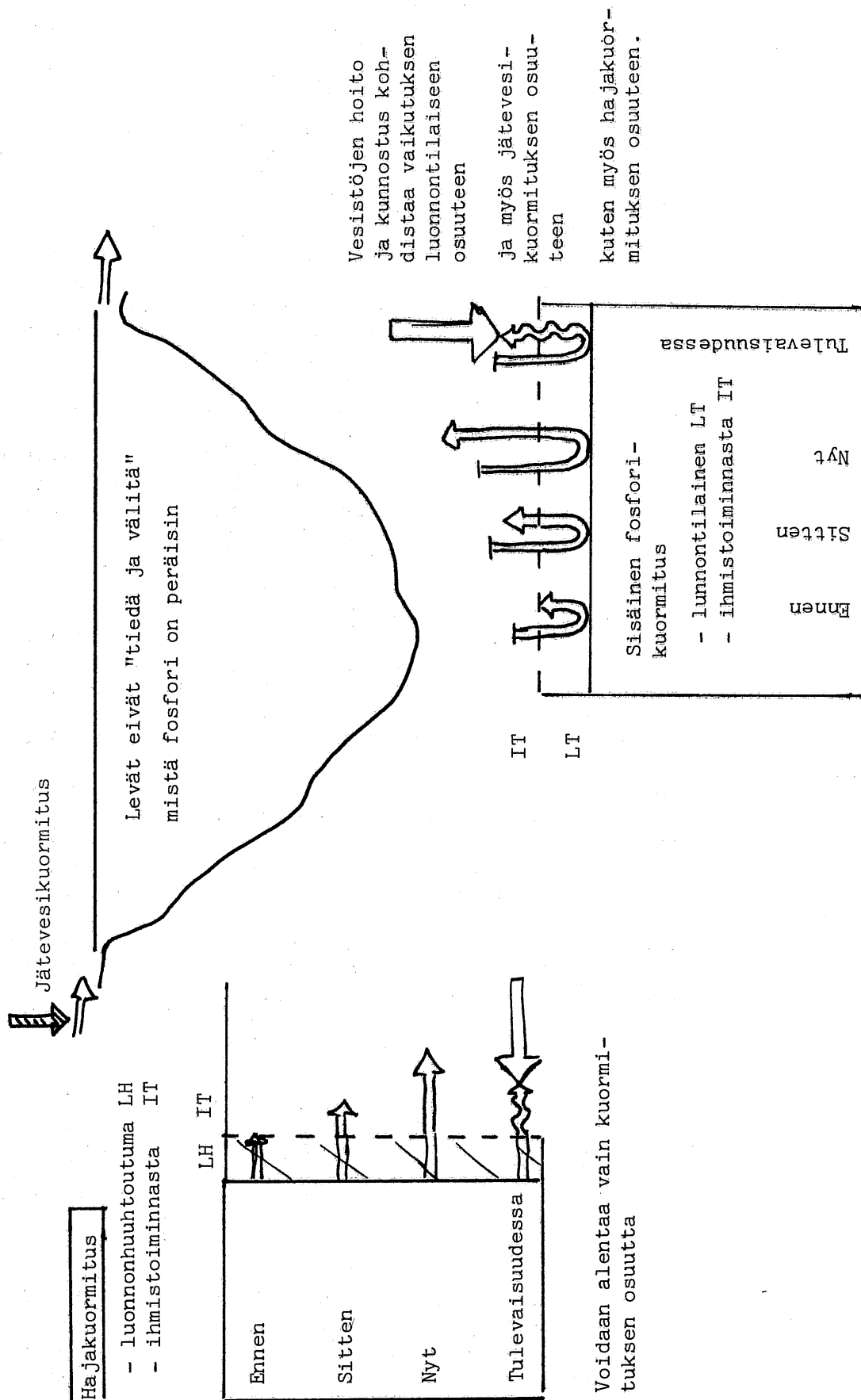
4. MITÄ PITÄISI TEHDÄ

1. Sisäisen kuormituksen tabu-hengestä on päästävä irti.
2. Kuormituslaskelmissa sisäisen kuormituksen tulee olla yhtä lailla vertailtavana kuin muidenkin ulkoisen kuormituksen osatekijöiden. Sen poisjättäminen on älyllistä epärehellisyyttä ja oikeuttaa epäilyyn, että tarkoituserät ovat johonkin suuntaan ennakkoasennoituneet.
3. Jotta sisäisen kuormituksen arviointimenetelmät ja tarkkuus kehittyisivät ja jotta asia saisi rutiininomaisen käsittelyn, tarvitaan taulukon 1 mukaisten ainetaseen tekijöiden määrittäminen. Tämä puolestaan edellyttää erityisesti, että
 - joko bruttosedimentaation määrittäminen tehdään lähes rutiinimäärittäykseksi tai ainakin syvennetään laskennallisen sedimentaation määrittämisen tietämystä
 - näytteenottoja tehdään sekä alku- että loppukesällä (yhteensä vähintään 3 -4 kpl), jotta järven ainesisälön muutosnopeus erityisesti kesällä voidaan määrittää
 - tulo- ja lähtöuomien virtaamat ja pitoisuudet määritetään ainetaselaskelmien mahdollistamiseksi.

5. KIRJALLISUUS

- Frisk, T. 1983. Fosforin sedimentaation arvioimisesta maattistien mallien avulla. Joensuun korkeakoulu, Karjalan tutkimuslaitoksen julkaisu no. 55: 9-18.
- Hutchinson, G.E. 1957. A Treatise on Limnology, vol. 1. New York 1957, 1015 s.
- Håkanson, L. och M. Jansson 1983: Principles of Lake Sedimentology. Springer-Verlag Berlin Heidelberg 1983. 316 s.
- Kairesalo, T. 1987. Vesistöjen biomanipulaatiot - teoria ja käytäntö. INSKO 6-87. Vesistöjen kunnostustyöt: VI, 11 s
- Keto, J. 1982. The recovery of L. Vesijärvi following sewage diversion. Hydrobiologia 86: 195-199.
- Kettunen, J. 1980. Ravinteiden kierto matalassa eutrofisessa järvessä. Sovellutuskohdeena Vihdin Enäjärvi. Vesitekniikan laitos, Teknillinen Korkeakoulu. Julkaisu 20, 155 s.
- Kettunen, J. 1981. Model for a eutrophic Finnish lake - a case study. Aqua Fennica 11. 1981: 49-54.
- Kinnunen, K., Nyholm, B., Niemi, J., Frisk, T., Kylä-Haraka, T. ja Kauranne, T. 1982: Water quality modelling of finnish water bodies. Vesientutkimuslaitoksen julkaisu no. 46. 99 s. Vesihallitus, Helsinki 1982.
- Kirchner, W.B. and P.J. Dillon 1975. An empirical method for estimating the retention of phosphorus in lakes. Water Resour. Res. 11: 182-183.
- Lappalainen, K.M. 1977. Matemaattisia apukeinoja vesistö-tutkimuksen tulosten käsittelyyn. Fysikaaliset ja kemialliset vesianalyysimenetelmät. Vesi- ja kalatalousmiehet ry, Helsinki 1977.
- Lappalainen, K.M. 1982. Järvien hoito ja elvytys. Vesitalous 6/1982: 8-13.
- Lappalainen, K.M. 1987. Pohjasedimentin parantaminen. INSKO 6 -87. Vesistöjen kunnostustyöt: V 13 s.
- Lappalainen, K.M. ja A. Wahlgren 1986: Pohjasedimentin tilan parantaminen, keskeisin vesiensuojelullisen kunnostuksen tavoite. Vesihallituksen monistesarja no. 438: 113-120.
- Larsen, D.P. & Mercier, H.T. 1976. Phosphorus retention capacity of lakes. J. Fish. Res. Board Can. 33: 1742-1750
- Leinonen, J. ja Mäkinen, P. 1975. Järveen tulevan fosforikuormituksen arvioinnista järvessä havaitun fosforipitoisuuden avulla. Ympäristö ja Terveys 9-10/1975: 780-785.
- Sammalkorpi, I. ja Marttinen, M. 1986. Kalaston manipulointi rehevöityneiden järvien kunnostuksessa. Vesihallituksen monistesarja no. 438: 121-129.
- Varis, O. 1984. Water quality model for Lake Kuortaneenjärvi, a polyhumic Finnish lake. Aqua Fennica 14,2. 1984: 179-187.
- Varis, O., Kettunen, J. ja Leonov, A. 1986a. Kuortaneenjärven fosforitaseiden analysointi Balaton-järvelle kehitetyn mallin avulla. Vesitalous 1/1986: 16-22.
- Varis, O., Kettunen, J. and Leonov, A. 1986b. On the adequacy of large-scale models identified with incomplete field data - a case study with two lake models. Aqua Fennica 16,2. 1986: 157-165.

Kuva 1. Kaavio järven kuormituksen eri komponenteista skenaarioesimerkkinä.



Heikki Simola

HAJAKUORMITUKSEN ARVIOIMINEN PALEOLIMNOLOGISILLA MENETELMILLÄ

1. JOHDANTO

Paleolimnologia tutkii järviökosysteemin menneitä vaiheita. Tutkimuskohteena on pohjalle kerrostuva lieju, josta voidaan tulkita järven tilan muutoksia. Keinoja on paljon - luonto ei jätä pulaan - ja mitä useampia menetelmiä rinnakkain käytetään, sitä parempi kuva menneestä todellisuudesta on muodostettavissa.

Sedimentti kertoo yhtä hyvin (tai yhtä huonosti) kymmenen kuin kymmenentuhannen vuoden takaisista tapahtumista. Viime vuosikymmeninä ihmisen toimesta tapahtuneiden ympäristömuutosten jäljittämisessä paleoekologiset menetelmät ovat monesti korvaamattomia, koska pätevää seuranta-aineistoa ei useinkaan ole käytettävissä.

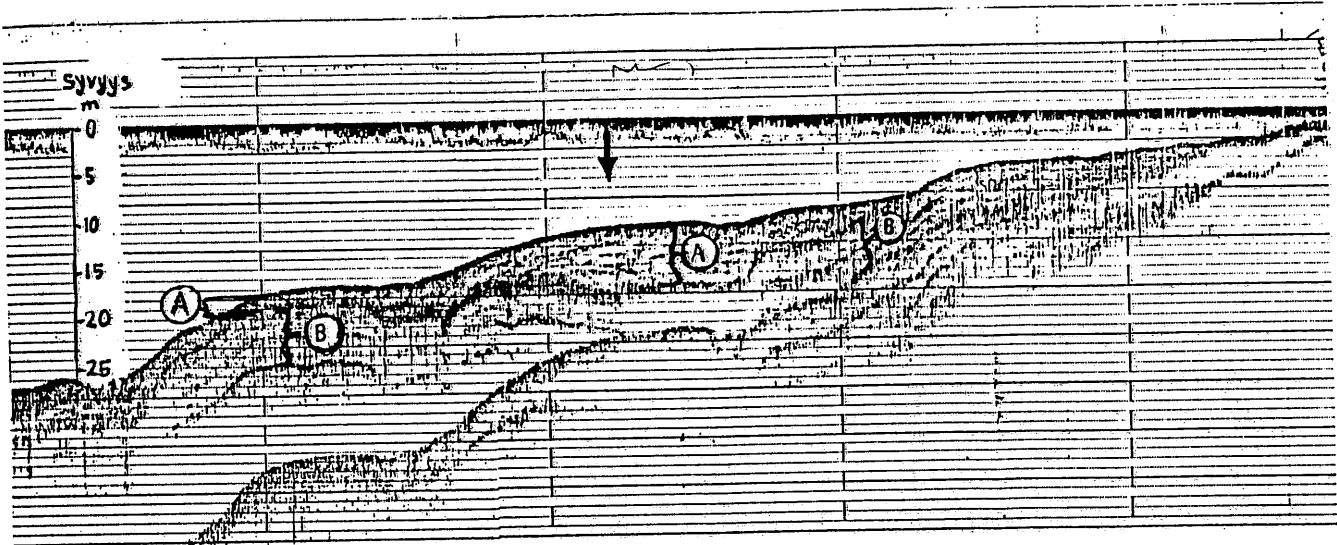
Suurten järvien seston (veden hiukkasjakoinen aines) kulkee usein pitkän tien ennen lopullista päätymistään stabiiliksi sedimentiksi. Hajakuormituksesta aiheutuneiden, usein vähittäisten ja vähäisten, muutosten paleolimnologinen signaali saattaa siten ilmetä viivästyneenä ja sekoittuneena (esim. Liehu ym 1986). Pienissä järvissä muutokset ovat usein selkeämpiä ja täsmällisemmin tulkittavissa.

Seuraavassa käsitellään lyhyesti suurten järvien ja hajakuormituksen paleolimnologisia tutkimusmahdollisuuksia ja -ongelmia.

2. NÄYTTEENOTTO

Suurissa järviältaissa sedimentaatio on vesivirtailujen takia usein epäsäännöllistä. Sedimentaatioalueet olisivatkin selvitettävä esim. kaikuluotauksella (kuva 1) ennen näytteenottoa (kaikuluotaus on kesätyötä, näytteenotto onnistuu parhaiten jäiltä). Sedimenttikaikuluotain paljastaa noin metrin suuruusluokkaa olevat sedimenttirakenteet. Matalissa altaissa saattaa löyhä pintasedimentti olla hyvinkin epätasaisesti kinostuneena, joten samalta alueelta kerättyjen näyteprofiilien rinnastuksessa on oltava huolellinen ja näytteiksi on tietenkin pyrittävä saamaan täydellisiä kerrossarjoja.

Paras näytteenottolaite on männällinen putkikaira (esim. paineilmalla toimiva ns. mini-Mackereth). Helppokäyttöisten gravitaatiokairojen (esim. Kajak, Züllig) haittana on näytteen puristuminen kokoon, jolloin saadaan joko 'lyhyt yhteenveto' tai 'valitut palat' - jälkimmäinen, mikäli



Kuva 1. Sedimenttiluotauslinja Pyhäselällä, Napaluodosta länsilounaaseen. Tasapaksun, pohjamoreenia myötäilevän glasiaalisaven (B) päällä on vaihtelevanpaksuinen kerros järvisedimenttiä (A). Näytepiste merkitty nuolella. (Simola ym. 1985).

PYHÄSELKÄ

FOSFORIFRAKTIOINTI, pitoisuudet mg/g k.a.

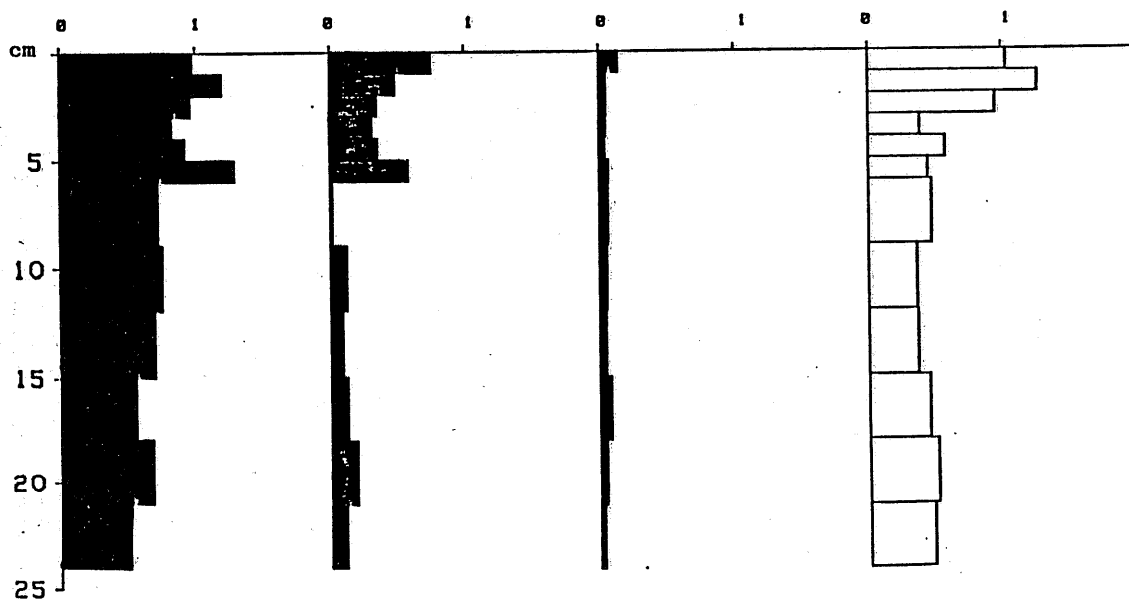
HUOKOSVEDEN P, mg/l

UUTTOLIUS:

0.3N HCl

0.2N NaOH

väk. HCl



Kuva 2. Pyhäselän pintasedimentin fosforifraktiot. Tarkemmin tekstissä (Simola ym. 1985).

sedimentissä on tiheydeltään erilaisia kerroksia (Hongve & Erlandsson 1979).

Jäädyttävällä sedimenttikairalla saadaan erinomaisia näytteitä sedimentin rakenteen dokumentointia, stratigrafian tarkkaa tutkimista ja esimerkiksi eliöjäännanalyyysejä varten (Simola ym. 1986). Jäätyminen kuitenkin muuttaa näytteen vesipitoisuutta ja kemiallisia ominaisuuksiakin, lisäksi pinnimmaisista kerroksista saadaan näytemateriaalia usein sangen niukasti. Jäädytysnäytteen rinnalle on siten yleensä otettava myös putkikairanäytteitä.

3. AJOITUS

Sedimentin ajoittaminen on olennaisen tärkeää paleolimnologiassa, koska sedimentaationopeus vaihtelee laajoissa rajoissa. Esimerkiksi 5 cm syvyydessä oleva aines, joka jossakin sedimenttipatjassa voi olla 5 v. ikäistä, saattaa toisessa, niinikään jatkuvasti kerrostuneessa sedimentissä olla hyvinkin sadan vuoden ikäinen.

Ympäristöhistoriallisissa sedimenttitutkimuksissa on ^{210}Pb -ajoitus yleisimmin käyttökelpoinen ajoitusmenetelmä. ^{210}Pb on luonnonisotooppi, jonka puoliintumisaika on 22.4 v. Sen avulla voidaan periaatteessa ajoittaa 0-150 v:n ikäisiä sedimenttisarjoja, mutta tilastollinen epätarkkuus tekee yli 60 v vanhat lyijyiät melko epäluotettaviksi. Analyysiä varten on näyteprofiili viipaloitava esim. 0.5 tai 1.0 cm kerrokseen pinnasta alaspäin niin syvälle, että varmasti saadaan määritettyä yli 150 v. vanhasta sedimentistä nk. tukeutuneen ^{210}Pb :n taustapitoisuus (menetelmästä tarkemmin esim. Oldfield & Appleby 1984).

Lyhyiden näytesarjojen ajoitukseen on käytetty myös ydinkokeiden laskeumaisotooppeja, lähinnä ^{137}Cs , joka kuitenkin saattaa liikkua sedimentissä. Ydinsaaste-laskeuma alkoi pohjoisella pallonpuoliskolla v. 1945 ja sen huippu oli toistaiseksi v. 1963.

Sedimentin vuosikerrat eli lustot ovat suurissa järvissä harvinaisia ja niitä voi syntyä vain syvään veteen (Simola 1983). Syvänteen kausittainen happikato saattaa tallentua sedimenttiin mustana sulfidiraidoituksena, joka esim jäädytetyissä sedimenttinäytteissä näkyy selkeästi jonkin aikaa ennen kuin katoaa ilman hapen vaikutuksesta. Näennäisen säännölliset sedimentin kerrosrakenteet eivät suinkaan aina ole vuosilustoja, joten niitä olisi voitava kontrolloida jollakin muulla ajoitusmenetelmällä.

Jokin sedimentissä näkyvä merkkikerros saattaa toimia kronologisena kiintopisteenä, ja auttaa esimerkiksi altaan eri osista otettujen näytteiden rinnastuksessa. Hyvä esimerkki tällaisesta merkkikerroksesta on v. 1859

Höytiäisen purkauksesta syntynyt valkeanharmaa savikerros joka esiintyy Saimaan pohjoisten selkien alueella Pyhäselästä ainakin Paasivedelle asti (Simola ym. 1987).

4. SEDIMENTTIKEMIAA: C, N ja P

Lisääntyvä kuormitus suuressa järvioltaassa johtaa usein sedimentin orgaanisen aineksen osuuden - hehkutuskevennyksen - kasvuun. Jos järvi kuormittuu ravinteilla, lisääntyy järven oma (autoktoninen) orgaaninen tuotanto ja lisäksi mahdollinen alusveden happivajaus saattaa hidastaa hajotusta. Valuma-alueen ojitukset puolestaan saattavat kuormittaa järveä suoraan (alloktonisella) orgaanisella aineksella. Sedimentin hiili:typpi-suhde kuvastaa eloperäisen aineksen tuoreutta, ts. sitä, kuinka paljon valkuaisaineiden helposti karkaavasta tyypestä on vielä aineksessa mukana. C/N 10 on raja, joka erottaa autoktonisen liejun (gyttja; C/N<10) alloktonisesta mudasta (dy; C/N 10-n.100; Hansen 1961). C/N-suhteen stratigrafiset muutokset siten heijastavat orgaanisen tuotannon ja kuormituksen historiaa.

Fosfori on paleolimnologisesti ongelmallinen suuren liikkuvuutensa ja reaktiivisuutensa takia. Sedimentin fosforin ja raudan stratigrafiat usein muistuttavat toisiaan, koska hapekkaassa ympäristössä P herkästi sitoutuu Fe(III)-hydroksideihin - molemmilla voi olla myös selvä pitoisuusmaksimi sedimentin pinnassa, joka on dynaaminen eikä stratigrafinen ilmiö. Humusvesissä huomattava osa P:stä voi olla humuskolloideihin adsorboituneena. Kuvassa 2. on esitetty vaiheittaisen fraktioinnin (Engstrom & Wright 1984) paljastama fosforin stratigrafia Pyhäselän sedimentissä (Simola ym 1985; uutot: laimea HCl, laimea NaOH, väkevä HCl). Emäsliukoisien, eli lähinnä humukseen sitoutuneen P:n pitoisuusnousu alkaa ^{210}Pb - ja sulfidilustoajoituksen mukaan jo 1950-luvulla ja saattaa kuvata alloktonisen P-kuormituksen kasvua.

5. BIOSTRATIGRAFISET ANALYYSIT

Sedimenttiin tallentuvat eliöjäänteet kertovat suoraan itse asiasta: ekosysteemin rakenteesta ja sen kokemista muutoksista.

Järviekosysteemin eliöstöstä vain pieni osa säilyy subfossiileina, ja näidenkin säilyvyys vaihtelee eri olosuhteissa ja lajeittain. Paleolimnologisesti tärkeimpiä eliöryhmiä ovat piikuoriset levät, vesikirput ja sulka-sääskitoukat.

Biostratigrafisen tutkimuksen aineistossa voi muuttujina olla jopa satoja lajeja. Aineistojen käsittely on työlästä ja merkittävän tiedon esillesaanti voi olla vaike-

aa. Ekologiset tulkinnot vaativat myös vertailukelpoisen tausta- ja vertailuaineiston olemassaoloa (esim. Huttunen & Meriläinen 1986a).

5.1 PIILEVÄT

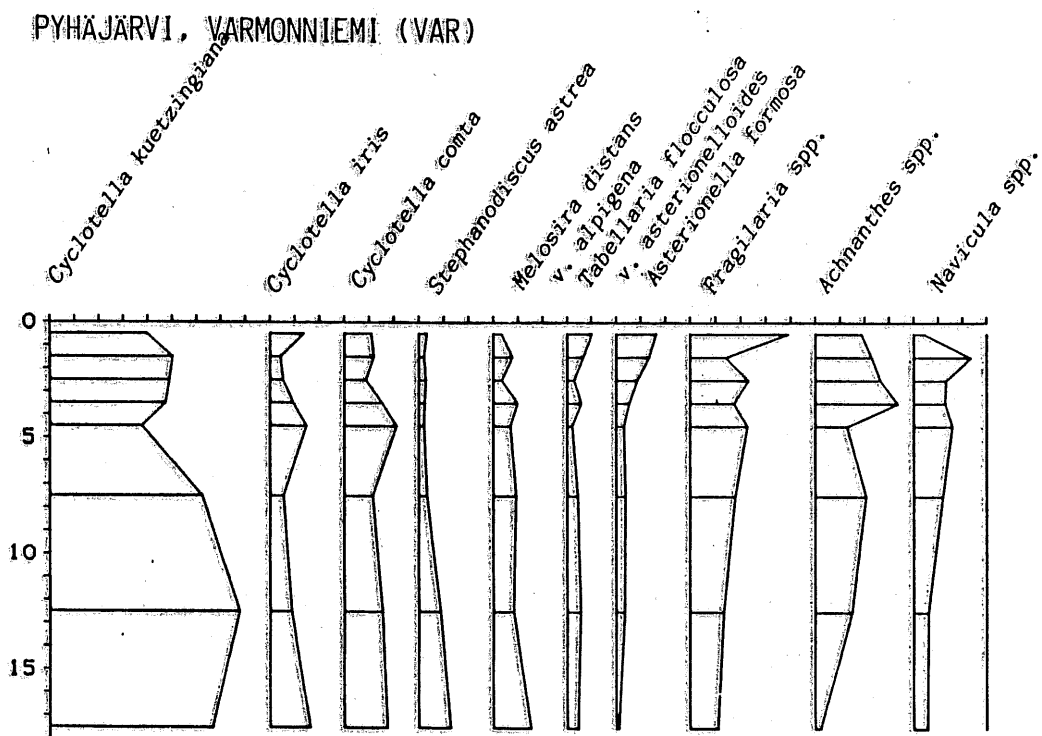
Piilevien lajimäärä on useita tuhansia, meidän järvisämmekin lajeja on satoja. Piilevien kauniit silikaattikuoret säilyvät sedimenteissä yleensä hyvin (Simola 1984). Piileväanalyysi voidaan tehdä kvantitatiivisesti, jolloin mahdollisesti suuretkin tuotantotason muutokset saadaan näkyviin.

Piilevälajien ja -yhteisöjen riippuvuus veden pH-arvosta on tunnettu puoli vuosisataa, ja useita eri menetelmiä on kehitetty piilevien käyttämiseksi paleoekologisenä pH-mittarina (Battarbee ym. 1986). Uusi aluevaltaus on Huttunen ja Meriläisen (1986b) löytämä yhteys piilevälajiston ja veden värin välillä.

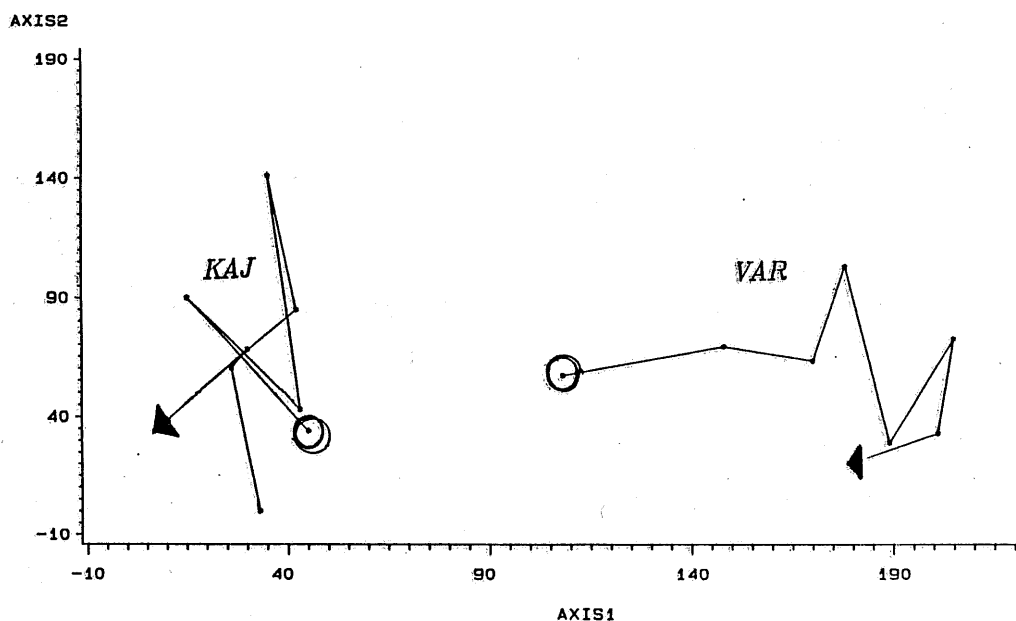
Kuvissa 3 ja 4 on esitetty Kiteen Pyhäjärven piilevästratigrafiaa ja sen tulkintaa (Simola & Rönkkö 1986). Pyhäjärven Varmonniemessä on järveä rehevöittänyt valuma-alueelta tulevan hajakuormituksen lisäksi suuri kalan-kasvatuslaitos. Ajoittamattomassa sedimenttiprofiilissa (Kuva4) näkyy mm. selvä litoraalilajiston (Fragilaria, Achnanthes, Navicula) runsastuminen ja planktonissa karuille vesille luonteenomaisen Cyclotella kützingiana-lajin väheneminen. Kuvassa 4 on esitetty Varmonniemen ja luonnontilaisemman Kajoonselän piilevästratigrafioiden DCA (trenditön korrespondenssianalyysi; Hill 1979). Päällekkäiset syvyydet on yhdistetty toisiinsa aikanuoliksi jotka mutkittelevat DCA-avaruudessa (vain 1. ja 2. DCA-akseli on esitetty). Profiilien lähtötasojen yhteisöt sijoittuvat lähelle toisiaan ja Kajoonselän yhteisö pysyy melko vakaana, mutta Varmonniemen lajisto kehittyy selvästi omaan suuntaansa. Tässä tapauksessa DCA-akselit ovat nimettömiä, koska relevanttia, tunnetuista olosuhteista kerättyä vertailutietoa ei ole. Suurten järvien piilevayhteisöt poikkeavat paitsi toisistaan (Simola & Rönkkö 1986), myös pikkujärvien lajistoista, joista tällainen, erittäin arvokas referenssiaineisto on Suomessakin olemassa (Huttunen & Meriläinen 1986a).

5.2. VESIKIRPUT (CLADOCERA)

Vesikirppuja eli kalvoäyriäisiä on meillä useita kymmeniä lajeja. Monien, joskaan ei kaikkien, lajien kitiiniosat säilyvät sedimenteissä tunnistettavina (Frey 1986). Litoraalilajisto (Chydoridae) on runsas, mutta profundaalisedimenttejä vallitsevat yleensä muutamat planktonilajit. Sedimentin lajisuhteista voidaan tulkita mm. litoraalihabitaattien muuttumista sekä tuotantotason muutoksia (järven rehevöityessä yleensä karujen järvien planktonille tyypillinen Bosmina longispina vähenee ja B.



Kuva 3. Kiteen Pyhäjärven Varmonniemen piilevästratigrafiaa. Tarkemmin tekstissä; vain keskeisin lajisto esitetty. Vaaka-akselin jakoväli = 10%. (Simola & Rönkkö 1986).



Kuva 4.
DCA Pyhäselän kahden piilevästratigrafian lajistosta. KAJ = Kajoonselkä, VAR = Varmonniemi. Tulkintaa tekstissä.

longirostris runsastuu). Jäänteiden kokojakauma saattaa heijastaa predaatiota (Salo 1984). Pienten järvien yhteisöillä on vastikään osoitettu olevan erittäin hyvä indikaattoriarvo sekä veden pH:n että värin suhteen (Huttunen ym 1987).

5.3. SULKASÄÄSKITOUKAT (CHIRONOMIDAE)

Sulkasääskien lajimäärä on useita satoja ja se on taksonomisesti erittäin vaikea ryhmä. Toukkien pääkapselit säilyvät yleeensä hyvin ja ne tunnistetaan suosien rakenteen perusteella (Hoffman 1971). Onneksi näyttää siltä, että jäänteiden tyydyttävä ekologinen ryhmittely on mahdollista sangen karkeankin (heimo- ja sukutason) määrittelyn perusteella.

Potentiaalisesti sulkasääsket ovat ehkä kaikkein tärkein suurjärvien tilan paleolimnologinen ilmentäjäryhmä, koska pohjalla elävät toukat joutuvat viihtymään juuri siinä mikroympäristössä - sedimentin ja veden rajavyöhykkeessä - missä kuormituksen aiheuttamat veden laadun muutokset ensiksi tuntuvat.

Chironomiditutkimuksella on Suomessa vankat perinteet, mutta niiden jäänteitä sedimenteissä on toistaiseksi tutkittu meillä vain vähän. Mainittava ja mainio poikkeus on Kansasen (1985) työ Vanajaveden saastumisen historiasta.

KIRJALLISUUS

- Battarbee, R., Smol, J. & Meriläinen, J. 1986: Diatoms as indicators of pH: a historical review. Teoksessa: Smol, J., Battarbee, R., Davis, R & Meriläinen, J. (toim.): Diatoms and lake acidity. Junk Publishers: 5-14.
- Engstrom, D. & Wright, H. 1984: Chemical stratigraphy of lake sediments as indicators of environmental change. - Teoksessa Haworth, E & Lund, J. (toim.): Lake sediments and environmental history. Leicester Univ. Press. s. 11-67.
- Frey, D. 1986: Cladocera analysis. - Teoksessa: Berglund, B. (toim), Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology. John Wiley: 667-692.
- Hansen, K. 1961: Lake types and lake sediments. - Verh. Int. Ver. Limnol. 14:285-290.
- Hill, M. 1979: Decorana - A Fortran program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. Cornell Univ.
- Hoffman, W. 1971: Zur Taxonomie und Palökologie subfossiler Chironomiden (Dipt.) in Seesedimenten. - Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 6:1-50.

- Hongve, D. & Erlandsson, A. 1979: Shortening of surface sediment cores during sampling. - *Hydrobiologia* 65:283-287.
- Huttunen, P. & Meriläinen, J. 1986a: Applications of multivariate techniques to infer limnological conditions from diatom assemblages. Teoksessa: Smol, J., Battarbee, R., Davis, R & Meriläinen, J. (toim.): *Diatoms and lake acidity*. Junk Publishers: 201-211.
- Huttunen, P & Meriläinen 1986b: Diatom response to pH and humic matter of the water. - Joensuun yliopisto, Karjalan tutkimuslaitoksen julkaisuja 79:47-54.
- Huttunen, P., Meriläinen, J., Cotten, C. & Rönkkö, J. (1987): Attempts to reconstruct lake water pH and color from sedimentary diatoms and Cladocera. - *Verh. Int. Ver. Limnol.* 23 (painossa).
- Kansanen, P. 1985: Assessment of pollution history from recent sediments in Lake Vanajavesi, southern Finland. II. Changes in the Chironomidae, Chaoboridae and Ceratopogonidae (Diptera) fauna. - *Ann. Zool. Fennici* 22:57-90.
- Liehu, A., Sandman, O. & Simola, H. 1986: Effects of peatbog ditching in lakes: Problems in paleolimnological interpretation. - *Hydrobiologia* 143:417-424.
- Oldfield, F. & Appleby, P. 1984: Empirical testing of ^{210}Pb -dating models for lake sediments. Teoksessa Haworth, E. & Lund, J. (toim.): *Lake sediments and environmental history*. Leicester, s. 93-124.
- Salo, J. 1984: Indikaattorilajit vai indikaattoristrategiat. - *Luonnon Tutkija* 88:126-129.
- Simola, H. 1984: Piilevien lajit ja yhteisöt ympäristön ilmentäjänä. - *Luonnon Tutkija* 88:85-87.
- Simola, H. 1983. Vuosikerrallisten liejujen kerrostuminen, rakenne ja käyttö paleoekologisissa tutkimuksissa. Joensuun yliopisto, Karjalan tutkimuslaitoksen julkaisuja 52:1-16.
- Simola, H., Grönlund, E. & Rönkkö, J. 1985: Pyhäselän sedimentaatioalueet ja sedimentin pintaosien stratigrafia. - Joensuun yliopisto, Karjalan tutkimuslaitoksen julkaisuja 71:137-145.
- Simola, H., Huttunen, P. & Meriläinen, J. 1986: Techniques for sediment freezing and treatment of frozen sediment samples. - Joensuun yliopisto, Karjalan tutk.lait. julkaisuja 79:99-107.
- Simola, H. & Rönkkö, J. (1986): Diatom assemblages and recent stratigraphic changes in some large lakes in East Finland. - *Käsi-
kirjoitus*, 12 s. (Proceedings of 9th International Symposium on Diatoms, Bristol 1986, painossa).
- Simola, H., Sandman, O. & Rönkkö, J. (1987): A clay horizon indicating the lowering of Lake Höytiäinen AD 1859: a pre-industrial marker horizon for northern Lake Saimaa. *Käsi-
kirjoitus*, 12 s. (Aqua Fennica, painossa).

HAJAKUORMITUKSEN HUOMIOONOTTAMINEN VESIENSUOJELUSSA

Pertti Heinonen, Vesi- ja ympäristöhallitus

Urpo Myllymaa, Oulun vesi- ja ympäristöpiiri

1 JOHDANTO

Vesiensuojelun alkuaikoina tietämys niin vesistöjä muuttavista tekijöistä kuin suojelun kohteistakin eli vesistöistä itsestään oli vähäinen. Kokemusperäisesti tiedettiin jätevesien aiheuttavan puhdistamattomina suurta haittaa vesien muulle käytölle, erityisesti vedenhankinnalle ja kalataloudelle. Luonnollisesti toimenpiteet tällöin kohdistuivat ensimmäisinä perustellusti jätevesien käsittelyyn. Kun nykyisin toisaalta tietomme vesistöistä ovat huomattavasti lisääntyneet ja kun toisaalta etenkin asumajätevesien puhdistus on edennyt varsin pitkälle, on vesiensuojelukeskustelu laajentunut ja pyrkinyt löytämään kaikki ne tekijät, jotka vaikuttavat tai yleensä voivat vaikuttaa vesien tilaan. Tällainen objektiivinen ongelmanalyysi onkin varsin luotettava lähtökohta selvitetessä, mihin tekijöihin ja missä järjestyksessä tulisi taloudelliset voimavarat suunnata pyrittäessä joko säilyttämään tai parantamaan vesistöjemme tilaa ja käyttökelpoisuutta. Hajakuormitus on eräs vesien tilan vaikuttava tekijä. Seuraavassa olemme tarkastelleet niitä näkökohtia, jotka vesien käytön ja etenkin vesiensuojelun suunnittelussa tulisi ottaa huomioon hajakuormituksesta. Hajakuormituksen aiheuttamana keskeisimpänä ongelmana olemme pitäneet vesien rehevöitymistä ja tämän tärkeimpänä aiheuttajana fosforia. Toimenpiteitä hajakuormituksen vähentämiseksi emme sensijaan ole tässä yhteydessä yrittäneet edes luotella.

2 LUONNONHUUHTOUTUMA VESISTÖJEN LUONNONTILAN MÄÄRÄÄJÄ

Luonnossa vesi ei koskaan ole täysin kemiallisesti puhtaasta, vaan jo ilmassa sadepisaroihin imeytyy ilmakehän kaasuja ja sekoittuu ilmassa leijuvia aineksia. Maassa osa vedestä valuu pitkin maan pintaa tai pinnan läheisissä

maakerroksissa. Vesi liuottaa pieniä määriä kaikkia maaperästä löytyviä aineita, mm. ravinteita. Vesi muodostaa vähitellen puroja, ojia ja lopuksi jokia, jotka purkautuvat järviin tai mereen. Tällaisessa luonnonmuokaisessa kierrossa on aina mukana huuhtoutuvina aineina myös ravinteita. Meidän karusta kallio- ja maaperästämme veteen huuhtoutuvat ravinnemäärät ovat yleensä pieniä ja vesistömme sen seurauksena perusluonteeltaan vähätuottoisia eli oligotrofisia. Soiden runsaudesta taas johtuu se, että orgaanisia yhdisteitä huuhtoutuu näkyviä määriä vesistöihin. Järvemme ovatkin eriasteisesti humuksen ruskeaksi värjäämiä.

Vesiin joutuva ainemäärä voidaan jakaa alkuperänsä mukaisesti kahteen osaan kuvan 1 osoittamalla tavalla.

Luonnonhuuhtoutuma (L)	Hajakuoritus (H)	Jätevedet (J)
<ul style="list-style-type: none"> o aiheutuu luonnosta itsestään o saa aikaan vesistöissä olotilan, jota me kutsumme luonnon-tilaksi 	<ul style="list-style-type: none"> o aiheutuvat ihmisen toiminnasta o saavat aikaan vesistöjen likaantumis- ja pilaantumis-ilmiöt 	

Kuva 1. Luonnonhuuhtoutuma ja ihmisen toiminnot.

Huuhtoutuman ja kuormituksen summaa ($L+H+J$) jossakin vesistön kohdassa kutsutaan vesistön ainevirtaamaksi. Mitä suurempi on vesistöalue mittauskohdan yläpuolella, sitä suurempi on myös luonnonhuuhtoutuman aiheuttama ainevirtaama. Esimerkiksi koko Kymijoen vesistöalueelta purkautuva luonnollinen fosforimäärä voi olla erittäin sateisina vuosina jopa yli 200 tonnia vuodessa. Vaikka tämä vastaa laskennallisesti yli 200 000 asukkaan puhdistamattomien jätevesien fosforikuormaa, Kymijoen vesistö ja sen edustan merialue ovat luonnontilassa olleet täysin

puhtaita ja karuja. Vasta jätevesien johtaminen on niitä haitallisesti muuttanut.

Luontaisesti maaperästä vesiin huuhtoutuvat aineet muodostavat luonnonhuuhtoutuman. Sen suuruutta on tutkittu ns. pienillä valuma-alueilla. Keskimääräisenä fosforihuuhtoutumana on pidetty luonnontilaiselta metsäiseltä alueelta noin $4...6 \text{ kg/km}^2 \cdot \text{a P}$ (Kauppi 1978). Oletettavasti sellaiselta maaperältä, jonka fosforipitoisuus on suurempi, myös fosforin luontainen huuhtoutuma on suurempaa. Näinhän ovat syntyneet esimerkiksi meidän luontaiset eutrofiset järvemme. Kuinka suuri on sitten tällaisen rehevän alueen fosforin luonnonhuuhtoutuma, siitä ei meillä liene tutkimustietoa. Jos eutrofisen veden fosforipitoisuus on 2...5-kertainen oligotrofiseen veteen (oligotrofia $5...10 \text{ ug/l P}$, eutrofia $20...50 \text{ ug/l P}$), täytyy huuhtoutumaeronkin olla vastaavaa luokkaa. Eli fosforin luonnonhuuhtoutuma olisi luontaisesti rehevillä alueilla suuruusluokkaa $10...20 \text{ kg/km}^2 \cdot \text{a P}$. Tätä tukee myös tieto eräästä unkarilaisesta tutkimuksesta, jossa maatalousalueen luonnonhuuhtoutumaksi (alkuperäisessä tekstissä base-load) on ilmoitettu $27 \text{ kg/km} \cdot \text{a P}$ (Pinter ja Hargitai 1987).

Luonnonhuuhtoutumat vaihtelevat myös eri vuosina hyvin paljon. Kuivina vuosina saattaa fosforihuuhtoutuma olla vain suuruusluokkaa $2 \text{ kg/km}^2 \cdot \text{a}$, kun se erittäin sateisena vuonna voi nousta jopa $14 \text{ kg/aan/km}^2 \cdot \text{a}$ (Kauppi 1979). Samoin huuhtoutuman vuodenaikainen vaihtelu on hyvin suurta. Kevättulvassa liikkuvat suurimmat fosforimäärät, lähes 60 % koko vuoden määrästä (Kohonen 1982).

3 MITÄ ON HAJAKUORMITUS?

Hajakuormitus on ihmisen toiminnasta johtuvaa, joko maaperän kautta tai suoraan vesiin muuhun kuin yhteen purkupaikkaan tulevien aineiden aiheuttamaa kuormitusta. Vesiensuojelun kannalta onkin varsin tärkeää erottaa hajakuormitus, pistemäinen kuormitus ja muut muuttava toiminta. Ryhmittely voisi olla seuraava:

A. Pistemäinen kuormitus

- asumajätevedet
- teollisuusjätevedet
- kalankasvatuksen aiheuttama kuormitus
- turvetuotantoalueen aiheuttama kuormitus
- turkistarhauksen päästöt (siltä osin kun ovat mitattavissa)
- maatalouden suorat päästöt (puristeneste jne. siltä osin kun ovat mitattavissa)

B. Hajakuormitus

- haja-asutus
- maanviljelystä aiheutuneet huuhtoutumat
- karjataloudesta aiheutuneet huuhtoutumat
- metsätalouden (ojitukset, lannoitukset, laajemmat avohakkuut jne.) aiheuttamat huuhtoutumat
- tieliikenteen (liikenteen päästöt, teiden suolaus jne.) aiheuttamat huuhtoutumat
- ilman kautta leviävä kuormitus

C. Muu muuttava toiminta

- vedenkorkeuden muuttaminen
- vedenkorkeussykliä muuttaminen
- virtaaman muuttaminen
- virtaamasykliä muuttaminen
- rakentaminen

Tämän listan läpikäyminen kuuluu osana ongelma-analyysia kaikissa vesienkäytön ja -suojelun suunnitteluissa.

Haja-asutus on merkittävä jätteiden luontoon päästäjä vielä nykyäänkin. Suomessa asuu edelleen noin 1,3 miljoonaa ihmistä, joilla ei ole järjestettyä vesihuoltoa viemäreineen. Näiden jätteet jäävät luonnon hoidettaviksi. Luonto onkin tavallaan hyvinkin tehokas jätteiden käsittelijä. Kun ihminen tuottaa vuodessa fosforia noin yhden kilon verran, huuhtoutuu vesistöihin haja-asutusalueilta samana aikana fosforia tutkimustulosten mukaan vain noin 0,12 kg/asukas (Kauppi 1979). Luonto on toiminut siis lähes 90 %:n tehokkuudella fosforin poistajana. Vertailuna todettakoon, että asumajätevesien puhdistamojen tehokkuus fosforin suhteen on noin 85 %:n luokkaa. Edellä olevaa tutkimustulosta käytettäessä on syytä kuitenkin

muistaa, että alueelliset erot saattavat olla hyvinkin suuria ja että luonnonkin puhdistusmekanismit aikaa myöten heikkenevät. On myös korostettava, etteivät haja-asutuksen vaikutuksessa olevat vesistöt useinkaan ole hygienisesti moitteettomia.

Hajakuormituksen suuruutta ja vaihteluja on tutkittu vesihallituksessa pienillä valuma-alueilla, joiden maankäytöstä on tarkat tiedot ja joilla on järjestetty jatkuva vesimäärän mittaus. Huuhtoutumien kasvu riippuu alueilla merkitsevästi peltoviljelyn määrästä. Sen kuvaajaksi on valittu alueen peltoprosentti. Lähes kahdenkymmenen vuoden aineistosta onkin ollut laskettavissa fosfori- ja typpihuuhtoutumien riippuvuus peltoprosentista. Tutkimusten mukaan (Kauppi 1978) vuotuinen fosforihuuhtoutuma nousee noin kaksinkertaiseksi luonnontilaiseen arvoon verrattuna, kun peltojen osuus sadealueesta on 6 %. Typpikuormituksen kaksinkertaistumiseen tarvitsee sadealueella olla peltoja lähes 20 %. Peltojen määrän ohella vaikuttaa huuhtoutuman määrään peltojen sijainti vesiä kerääviin jokiin nähden. Jokien rantapelloilta huuhtoutumat ovat luonnollisesti suurempia. On myös otettava huomioon, että edellä esitetyt laskelmat on tehty alueilta, joilla ei ole järviä lainkaan.

Tutkimuksilla on myös suoraan yritetty selvittää peltoviljelyn aiheuttamaa ravinnekuormaa (Kauppi 1979). Fosforikuormituksesta on esitetty arvoja, jotka ovat olleet noin 0,4-0,6 kg P/ha · vuosi. Peltoviljelyn aiheuttama typpikuormitus on tutkimusten mukaan noin 12 kg N/ha · vuosi. Näihin peltoviljelyn kuormituslukuihin voidaan peltojen muokkaamisen, ojituksen ja lannoituksen lisäksi katsoa sisältyvän myös pääosa karjatalouden aiheuttamasta kuormituksesta.

Myös tehometsätalous aiheuttaa hajakuormitusta. Ojitukset muuttavat veden luontaista kiertokulkua ja nopeuttavat myös ravinteiden huuhtoutumista vesistöihin. Myös metsiä lannoitettaessa kasvaa vesistöihin kohdistuva rehevöitymisriski. Metsänlannoituksen vaikutus kuormittajana on

suurimmillaan heti lannoitusvuonna ja sitä seuraavana vuonna. Vesistöihin kohdistuva kuormitus pienenee tämän jälkeen, joskin vaikutukset näkyvät huomattavasti kauemmin (vrt. Sallantaus 1986). Ensimmäisen vuoden aikana huuhtoutuva fosforimäärä on edustanut noin 1-2 %:a levitetystä fosforimäärästä (Kenttämies 1977). Keskimääräiseksi kuormitukseksi on ensimmäisenä vuonna määritetty noin 0,6 kg P/ha. Valtakunnallisesti ei metsänlannoituksella ole ollut toistaiseksi suurtakaan merkitystä, mutta paikallisesti se saattaa aiheuttaa suuriakin vesiluonnonmuutoksia.

Tehometsätalouden vaikutuksia vesistöihin on tutkittu ja seurattu jo muutamien vuosien ajan Pohjois-Karjalassa ns. Nurmes-projektissa. Tulokset ovat varsin selkeät. Toimet metsissä - ojitukset, hakkuut, lannoitukset aiheuttavat ravinnekuormituksen kasvua, mikä heijastuu selvästi myös vesistöissä (Ahtiainen ja Kenttämies 1985). Vesistöjen ravinnepitoisuudet kasvavat, vesistöt hitaasti rehevöityvät ja niiden käyttökelpoisuus kalavesinä vähenee.

Myös ilman kautta leviää vesistöihin kuormitusta. Suurelta osin on kysymyksessä luonnollinen ilmiö tuulen nostaessa maaperästä kevyempää maa-ainesta ja kuljettaessa sitä suotuisissa oloissa jopa tuhansia kilometrejä. Mitä enemmän ihminen on raivannut maanpintaa ja kaatanut metsiä, sitä enemmän maaperä on alttiina tuulten vaikutuksille. Ilman kautta leviävät myös mm. polttoaineiden palamisjätteet, poltoissa syntyvät uudet yhdisteet, kasvinsuojeluaineet jne. Näistä varsinkin rikki- ja typpiyhdisteillä ja eräillä orgaanisilla myrkyillä on vaikutusta luonnon ja vesien likaajana. Keskeiseksi haitalliseksi muutosilmiöksi, joka johtuu ilman kautta leviävästä kuormituksesta, on 1970-luvulla noussut vesistöjen happamoituminen, mistä Ruotsin ja Norjan eteläosissa, laajoilla alueilla Pohjois-Amerikassa ja aivan viime vuosina myös eteläisimmässä Suomessa on saatu vakavia esimerkkejä.

4 HAJAKUORMITUS KUORMITTAJANA JA MUUTTAJANA

Mikä on sitten hajakuormituksena purkautuvan fosforin merkitys vesistöjen kuormittajana. Jos tarkastellaan eri tekijöiden osuutta vuosittain vesistöjä kuormittavasta fosforista päädytään seuraavanlaiseen yhteenvetoon:

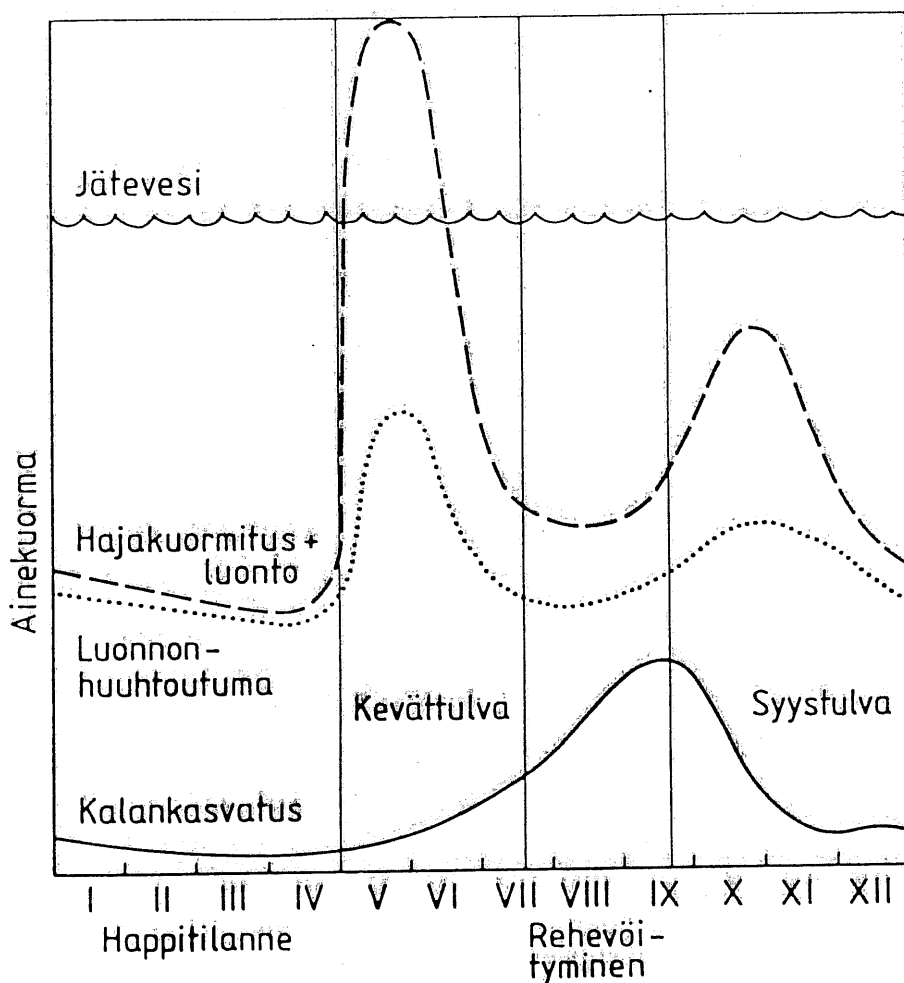
- asumajätevesien puhdistamot ¹⁾	520 tn (1985)
- teollisuuden jätevedet ²⁾	770 tn (1985)
- kalankasvatus ²⁾	130 tn (1984)
- haja-asutus (1.3 milj. x 0.12 kg) ³⁾	160 tn
- peltoviljely ³⁾	1 400 tn
- turvetuotanto (40 000 ha x 0.27 kg ⁴⁾)	10 tn
- metsänlannoitus ⁴⁾	180 tn

3 170 tn

1) Vesihallitus 1986a, 2) Vesihallitus 1986b, 3) Kauppi 1984,
4) Sallantaus 1986

Pistemäisten päästöjen määrä on vuositasolla 1 430 tn ja hajakuormituksen määrä 1 740 tn. Näitä lukuja sellaisenaan tarkastelemalla voidaan kuitenkin päätyä vesiensuojelullisesti vääriin johtopäätöksiin. Kuormituksen eri lähteistä peräisin olevien ravinteiden keskimääräisiä vuosiarvoja tärkeämpää on tarkastella, miten kuormitus purkautuu vesistöön ja mitä se vaikuttaa vesiluonnossa. Seuraava kuva (kuva 2) pyrkii selventämään kaavamaisesti eri tekijöiden vaikutusta vesistön veden laatuun.

Jätevesiä johdetaan vesistöihin jatkuvasti ja vuodenai-
kaiset kuormituserot ovat vähäisiä. Hajakuormitus aivan
kuten luonnonhuuhtoutumakin sen sijaan purkautuu vesis-
töihin pääosin tulvavesien mukana. Kohosen (1982) tutki-
musten mukaan tulva-aikana huuhtoutuu jopa 97 % peltojen
koko vuoden fosforihuuhtoutumasta. Kesällä tuotannollisena
aikana huuhtoutumat pelloilta ovatkin vähäisiä, typpi-
huuhtoutumat jopa pienempiä kuin metsäalueilta.



Kuva 2. Luonnonhuuhtoutuman, hajakuormituksen ja vesistöön johdetun jätevesikuormituksen sekä kalankasvatuksesta aiheutuvan kuormituksen vuotuinen vaihtelu.

Kun otetaan edellä esitetyt kuormitusten vuodenaikaisvaihtelut huomioon, voidaan todeta, että vesistöihin kohdistuva kesäaikainen fosforikuormitus jakautuu eri tekijöiden kesken varsin eri tavalla kuin vuosikuormitusjakauma edellyttäisi. Kolmen kesäkuukauden aikana fosforikuormitus on nimittäin seuraava:

- asumajätevesien puhdistamot	130 tn
- teollisuuden jätevedet	190 tn
- kalankasvatus	80 tn
- haja-asutus	5 tn
- peltoviljely	40 tn
- turvetuotanto	alle 5 tn
- metsänlannoitus	5 tn

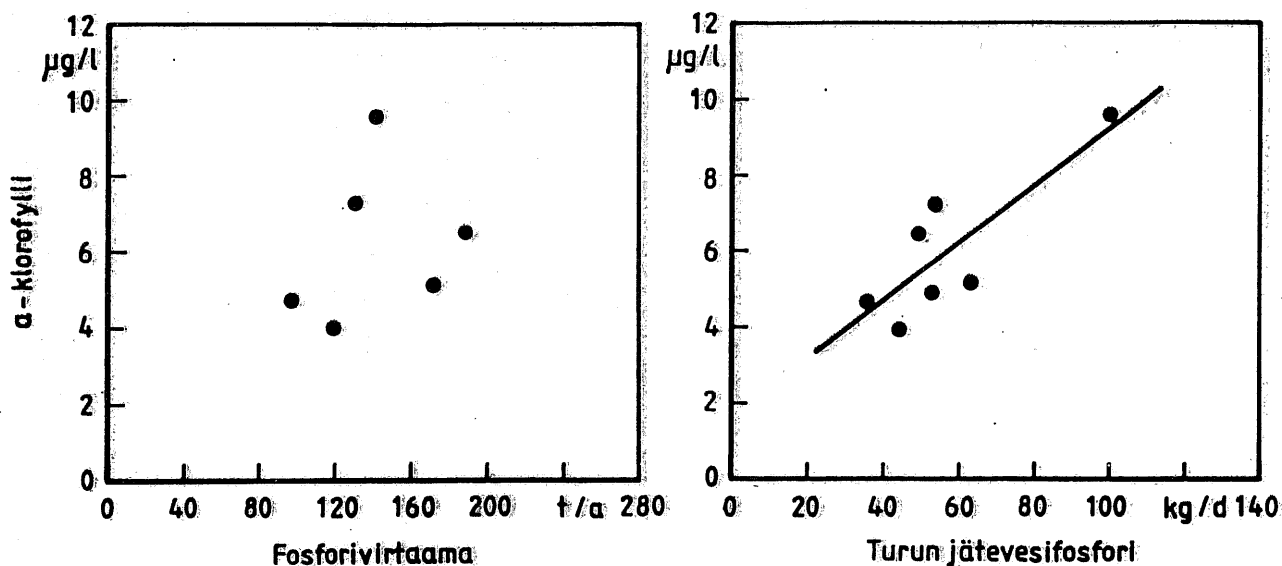
yhteensä kesäaikana vesistöihin 455 tn

Lähes 90 % kesäaikaisesta kuormituksesta onkin peräisin jätevesistä. Tämä osoittanee ainakin sen, ettei hajakuormitusta tule laskea vesistönmuuttajaksi yksinomaan vuosikuormien mukaisesti. Kesäkuormitukseen ei tietysti yksin ole oikea kuormituksen jakoperuste. Se on vain tuotannon kannalta keskeisimmän ajanjakson tilannetta kuvaava. Eteenpäin hajakuormituksen vaikutusten arvioinnissa päästään vasta, kun kevättulvan mukana huuhtoutuvan fosforin merkitys kesän tuotannon säätelijänä saadaan luotettavasti selvitettyä.

Hajakuormituksen vesistövaikutuksia arvioitaessa on myös otettava huomioon, miten ja missä muodossa fosfori vesistöihin joutuu. Luonnonhuuhtoutumassa ja hajakuormituksessa fosfori on tiukasti sitoutunut maahiukkasiin eikä näin ollen ole keväällä leväkasvustojen käytössä, varsinkin kun näitä kylmässä sulamisvedessä on joka tapauksessa hyvin niukasti. Laboratoriotutkimusten mukaan vain noin puolet huuhtoutuvasta fosforista saattaisi teoreettisesti olla levien käyttöön kelpaavassa muodossa (Kauppi ja Niemi 1984). Jätevesissä vastaava käyttökelpoisen fosforin osuus on tuntuvasti suurempi.

Tilannetta voidaan tarkastella myös esimerkin avulla. Kuvassa 3 on esitetty Turun edustalta Airistonselältä aklorofyllipitoisuuksia (kesän keskiarvoja) vuosilta 1979-1985 fosforikuormituksen funktiona (Kaikki käytetyt luvut Jumppanen & Kolehmainen 1984 ja Niinimäki ym. 1986 mukaisia).

Korrelaatio Turun kaupungin jätevesifosforiin on erittäin selvä ($r = + 0,83^{**}$). Fosforipäästöjen pieneneminen on vähentänyt levätuotantoa, vaikka samanaikaisesti - lähinnä suurista virtaamista johtuen - huuhtoutuvan fosforin määrä on lisääntynyt. Levämäärillä ei olekaan korrelaatiota fosforin kokonaishuuhtoutumaan ($r = 0,23$). Tämän tapaisia selvityksiä pitäisi pyrkiä tekemään muualtakin, jotta kokonaiskuva hajakuormituksen rehevöittävästä vaikutuksesta tarkentuisi.



Kuva 3. Airistonselän a-klorofyllipitoisuuden (kesän keskiarvo) riippuvuus alueelle tulevasta fosforin kokonaisvirtaamasta (vasemmanpuoleinen kuva) ja Turun kaupungin jätevesien sisältämästä fosforimäärästä (oikeanpuoleinen kuva) vuosina 1979-1985.

Mikä on sitten hajakuormituksen merkitys vesien tilan muuttajana? Kiistämätöntä on, että hajakuormitusta syntyy kaikkialla maassamme. Tiedämme myös, että hajakuormitus on voimakkainta siellä, missä asutus on tiheintä ja peltoviljely ja karjatalous intensiivisintä. Kun tähän lisäämme tiedon, että järvet toimivat tehokkaina hajakuormituksen vaikutusten vähentäjinä, saamme vastaukseksi kysymykseemme: hajakuormituksen vesistövaikutukset ovat pahimpia siellä, missä suhteellisen pienet vesistöt sijaitsevat viljellyillä, tiheään asutuilla alueilla. Tyypillisenä hajakuormituksen muuttamana vesistönä maassamme esitellään usein Aurajoki. Hajakuormituksen vai-vaamia ovat myös monet muut eteläisen ja lounaisen Suomen ja Pohjanmaan jokivesistöt. Sen sijaan esimerkiksi Siikajoella hajakuormituksen osuuden vesistön kesäaikaisena rehevöittäjänä on arvioitu olevan vain noin 15 %. Suurilla reittivesistöilläkin voidaan tietenkin laskennallisesti esittää hajakuormituksen osuudeksi joku pieni prosenttiluku. Käytännön merkitystä sillä ei kuitenkaan ole.

Eräs tapa lähestyä kysymystä, mikä on maassamme suurin vesiensuojeluongelma, on tarkastella maamme vesistöjen

tilasta 1980-luvun alussa valmistunutta vesi- ja ympäristöhallituksen selvitystä. Siinä on vedet jaoteltu viiteen käyttökelpoisuusluokkaan. Luokkaan V (huono) kuului 1980-luvun alussa järviä 130 km². Kaikki tähän ryhmään kuuluvat järvet olivat teollisuuden jätevesien purkuvesistöjä suurimpana Lievestuoreenjärvi. Luokkaa IV (välttävä) kuului järviä 510 km². Näistä suurin osa on jätevesien purkuvesistöjä. Lisäksi tähän ryhmään kuuluu tekojärviä sekä vesistöarakentamisen ja turvetuotannon muuttamia järviä. Eli jos jätevesipäästöt saataisiin kokonaan kuriin, meillä ei olisi lainkaan huonoja (luokka V) järviä ja välttävienkin järvien määrä supistuisi selvästi alle puoleen nykyisestä.

5 YHTEENVETO

Edellä on käsitelty hajakuormitusta ja maatalouden vesistövaikutuksia. Tarkoitus on ollut esittää tutkimuksiin perustuvaa tietoa asiasta ilman minkäänlaista intressipainotusta miltään puolelta. Hajakuormitus on tutkimustenkin mukaan tosiasia koko maassa ja sillä on myös huomattava merkitys voimakkaiden maatalousalueiden vesien tilan muovaajana. Vastaavasti tutkimustuloksiin nojautuen voidaan vuorostaan todeta, ettei maatalouden hajakuormitus uhkaa suurten vesistöjemme ja järviemme puhtautta.

Tutkimuksissa on edelleen yleisestikin suuria aukkoja. Uusia, vesistöjen eliöyhteisöjä uhkaavia jätteaineita (mm. orgaanisia klooriyhdisteitä) purkautuu suuria määriä selluteollisuudesta eikä niiden vesistövaikutuksista ole juuri minkäänlaista tietoa. Sama tietenkin koskee myös maatalouden torjunta-aineita. Hajakuormitukseen liittyvä tutkimus on painottunut kokonaishuuhtoutumien selvittelyyn. Huuhtoutumien määrän tarkentamisen ohella tulisi tutkimusta lisätä hajakuormituksen vesistövaikutusten määrittämiseen sekä sellaisten keinojen löytämiseen, joilla hajakuormitusta voidaan tehokkaasti sitoa ja vähentää.

KIRJALLISUUS

- Ahtiainen, M. & Kenttämies, K. 1985. Ennakkotuloksia avohakkuun ja metsäojituksen vaikutuksista ympäristöoloihin Nurmestutkimuksessa. Vesistövaikutukset. Käsikirjoitus, 12.11.1985. 9 p.
- Jumppanen, K. & Kolehmainen, O. 1984. Turun ympäristön merialueen tarkkailututkimus vuonna 1983. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys r.y. Julkaisu 59: 1-77.
- Kauppi, L. 1978. Effect of drainage basin characteristics of the diffuse load of phosphorus and nitrogen. Vesientutkimuslaitoksen julkaisu 30: 21-41.
- Kauppi, L. 1979. Phosphorus and nitrogen input from rural population, agriculture and forest fertilization to watercourses. Vesientutkimuslaitoksen julkaisu 34: 35-46.
- Kenttämies, K. 1977. Utlakningen av fosfor och kalium från dikade och gödslade torvmarker. - Diffuse vattenföroreningar, tillförsel og transport. 13. Nord. Symp. om Vattenforsk., Röros, Mai 1977. Nordforsk, Miljövårdssekretariatet, Publ. 1977, 2: 271 - 280.
- Kohonen, T. 1982. Influence of sampling frequency on the estimates of runoff water quality. Vesientutkimuslaitoksen julkaisu 27, 1-30.
- Niinimäki, J., Partanen, P., Kortelainen, T. & Jumppanen, K. 1986. Turun edustan merialueen kalatalous selvitys vuosina 1984-85. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys r.y. Julkaisu 63: 1-82.
- Pintér, G.G. & Hargitai, F. 1987. Plant nutrients and water quality in Hungary. Water quality bulletin 12, 1: 21-27.

Sallantaus, T. 1986. Soiden metsä- ja turvetalouden vesistövaikutukset - kirjallisuuskatsaus. Helsinki, maa- ja metsätalousministeriö. 203 s. Luonnonvarajulkaisuja 11.

Vesihallitus 1986a. Vesihuoltolaitokset 31.12.1985. Vesihallitus. Tiedotus 279, 261 s.

Vesihallitus 1986b. Teollisuuden päästöt vesistöön vuonna 1984 (ennakkotieto). Monistettu tiedote 10.3.-1986. 2 s.

Kokkola 19.3.1987

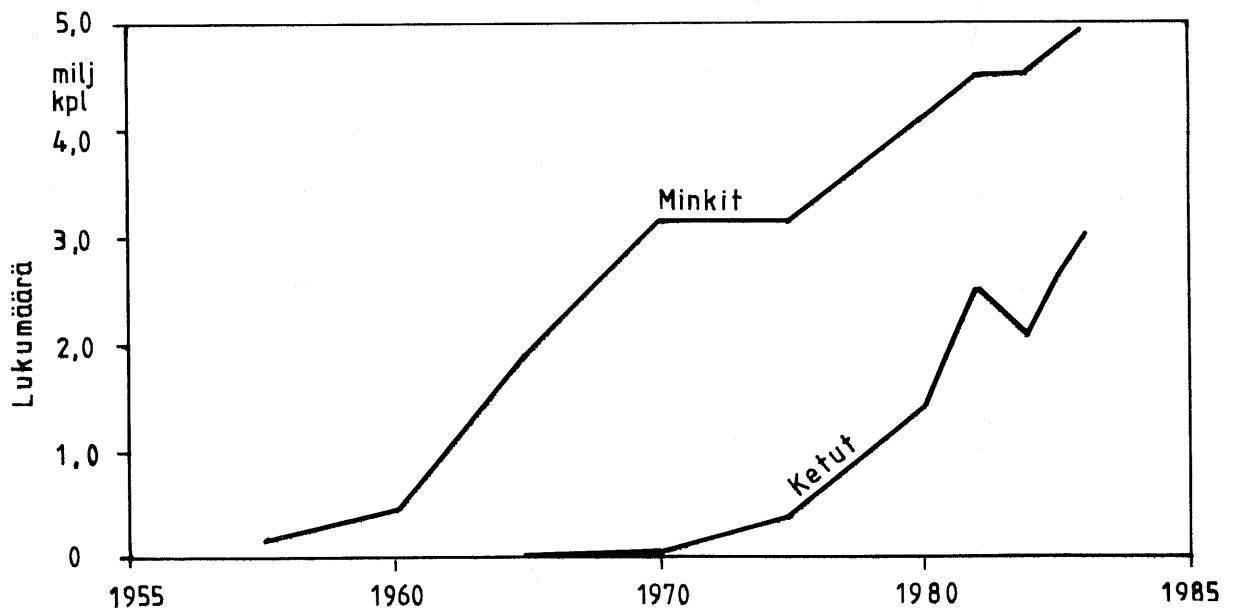
Samuli Kleimola

TURKISTARHAUKSEN AIHEUTTAMA VESISTÖKUORMITUS

1. JOHDANTO

Turkistarhauksen elinkeinona katsotaan alkaneen viime vuosisadan puolen välin paikkeilla Pohjois-Amerikassa sen jälkeen kun eläimet on onnistuttu saamaan lisääntymään häikeissä. Suomeen ensimmäinen hopeakettupariskunta on tuotu Norjasta 1916. Tästä ajankohdasta turkistarhauksen katsotaan täällä alkaneen. Aluksi tarhauksen kasvu on ollut rauhallista, mutta sen jälkeen kun rehukeskuksien perustamisen myötä eläinten jatkuva ravinnon saanti on saatu turvatuksi, on elinkeinon kasvaminen nykyisiin mittoihinsa ollut nopeaa.

Tuotantokautena 1985-86 on turkistuottajien ilmoituksen mukaan Suomessa myyty noin 4,5 milj. kpl minkin- ja 3,0 milj. kpl ketunnahkaa. Niiden tuotto on ollut noin 1500 milj. mk ja elinkeinon parissa lasketaan työskentelevän noin 30 000 ihmistä. Voidaankin todeta, että elinkeinosta on kehittynyt merkittävä vientielinkeino.



Kuva 1. Turkiseläinten myynnin kehitysmaassamme (Tarhaajan kalenteri).

Viime vuosiin saakka elinkeino on keskittynyt voimakkaimmin Pohjanmaalle ja sielläkin erikoisesti rannikkoseudulle. Esim. Uudenkaarlepyyn alueella, jossa on noin 7 800 asukasta, tuotetaan yli 20 % koko maan turkiseläimistä (minkkejä 28 %, kettuja 20 %). Kunnan tuloista noin 80 % muodostuu turkistuloista. Nykyisin tarhaus on leviämässä myös muualle Suomessa.

Tarhauksen laajentuessa on siitä eräänä seurauksena ollut vesiensuojeluongelmien lisääntyminen. Paikoin on näkyvissä selviä merkkejä turkistarhauksesta aiheutuneista pinta- ja pohjavesien likaantumista.

Annettaessa lausuntoja muille viranomaisille sijoitus- ja rakennuslupa-asioissa, esimerkiksi paikan sopivuudesta turkistarhaukseen, joutuvat vesiviranomaiset ottamaan kantaa siihen, aiheutuuko tarhan perustamisesta haittaa alueen pinta- ja pohjavesien laadulle. Lausunnon tärkeimmistä kriteeristä eli ainekuormituksen suuruudesta on ollut käyttökelpoista tutkittua tietoa niukasti.

Vuosina 1979-80 on Kokkolan vesi- ja ympäristöpiirissä suoritettu tähän saakka merkittävin turkistuotannon kuormitusta kartoittava tutkimus. Tutkimuksen laati Juha Helin opinnäytetyönä. Tutkimuksen tavoitteena on ollut selvittää turkistarhoilta valuma- ja kuivatusvesien mukana vesistöön huuhtoutuvien ravinteiden määrä sekä tarhojen vaikutus pohjaveden laatuun.

2. TUTKIMUKSEN SUORITUS

Tutkittaviksi valittiin 12 kpl eri laatuista ja kokoista turkistarhaa Pohjanmaalta siten, että niiden valumavedet tutkimalla saataisiin mahdollisimman oikea kuva turkistarhauksen aiheuttamasta pintavesikuormasta.

Tarhauksen vaikutuksia pohjavesiin tutkittiin kolmella tarhalla ja pyrittiin selvittämään lähinnä kuinka kauas turkistarhan likaava vaikutus pohjaveden virtaussuunnassa ulottuu.

Kuormituksen suuruus arvioitiin alueiden purkuojista kolmesta seitsemään kertaa viikossa tehtyjen virtaamahavaintojen ja otettujen vesinäytteiden perusteella. Tutkimusaika oli vuoden mittainen ja käsitti aikavälin 1.8.1979 - 31.7.1980.

Lisäksi tutkimukseen kuului laajahko kirjallisuusselvitys, jossa käsiteltiin mm. turkiseläinten lannan ravinnesisältöä ja ominaiskuormituksia.

3. TUTKIMUKSEN ANTAMIA TULOKSIA TURKISTARHAUKSEN AIHEUTTAMASTA VESISTÖKUORMITUKSESTA

Tässä esityksessä turkistarhojen aiheuttamaa vesistökuormitusta arvioidaan lähinnä fosfori- ja typpipitoisuuksien perusteella, koska nämä aiheuttavat eniten vesistöjen rehevöitymistä. Kuitenkin tiedetään, että tarhoilta voi lisäksi joutua vesistöön jätteitä tai valumavesiä, joissa voi olla terveydelle haitallisia patogeeneja, esimerkiksi salmonellaa.

3.1 TURKISTARHOJEN POTENTIAALIKUORMA

Turkistarhojen aiheuttama potentiaalikuorma muodostuu pääosin eläinten lannassa olevista ravinteista, mutta myös vähäisessä määrin maahan varisevasta ruuasta. Helinin mukaan sen suuruus on taulukon 1 mukainen.

Taulukko 1. Turkiseläinten lannan typpi- ja fosforimäärät grammoina/tuotettu nahka.

Eläin	Ravinne	Kiinteä lanta	Virtsa	Kuivike	Yhteensä
minkki	N	194	639	50	883
	P	162	5	5	172
kettu	N	349	1150	-	1500
	P	292	9	-	300

Edellä olevan taulukon perusteella laskien tarhalla, jossa tuotetaan 6 000 kpl minkinnahkoja, kertyy vuodessa typpeä 5 300 kg ja fosforia 1 000 kg. Tällaisella tarhalla on noin 2 000 minkkiemoa ja tarha vaatii pinta-alakseen noin hehtaarin alueen.

Fosforin suhteen 1 ha suuruisen tarhan potentiaalikuorma vastaa lähes 1000 ihmisen vastaavaa kuormaa.

3.2 TURKISTARHOJEN VESISTÖKUORMA

Turkistarhoilta vesistöön huuhtoutuneeksi ainemääräksi on Helin saanut taulukon 2 mukaiset arvot. Ne ovat neljäntoista tutkitun tarhan keskiarvoja.

Tutkimuksen mukaan tarhojen kesken oli havaittavissa suuria eroja huuhtoutumisien vaihdeltua rajoissa 78 - 2100 kg/ha typpeä vuodessa ja 2,8 - 180 kg/ha fosforia vuodessa. Vaihtelujen suuruus saattaa selittyä mm. tarhan hoidolla, maapohjan laadulla, rakenteilla ym. seikoilla. Kuitenkin saatu tulos on yhdensuuntainen muihin kuormitustutkimuksiin verraten.

Taulukko 2. Vesistöön vuodessa huuhtoutuva typen ja fosforin määrät tarhahehtaaria ja tuotettua nahkaa kohden sekä vastaavat asukasvastineluvut 14 tarhan keskiarvona 1979 - 1980 Helinin tutkimusten mukaan.

	minkki (5 500 nahkaa/ha)		kettu (1 700 nahkaa/ha)	
	typpi	fosfori	typpi	fosfori
kg/ha vuodessa	730	71	380	38
avl/ha	170	65	90	35
g/nahkaa	132	13	225	22
avl/1 000 nahkaa	30	12	50	20

3.3 VAIKUTUS POHJAVETEEN

Pohjaveden pilaantumista koskevassa osassa tutkimustaan Helin on todennut, että kauimmaksi tarha-alueelta peräisin olevista pohjavettä likaavista aineista kulkeutui ammoniumtyppi ($\text{NH}_4\text{-N}$).

Jo keskikokoisen tarkan pohjavettä pilaava vaikutus ulottuu ainakin 500 metrin etäisyydelle hyvin vettä johtavalla maalla ja 150 m etäälle vettä huonosti johtavalla maalla.

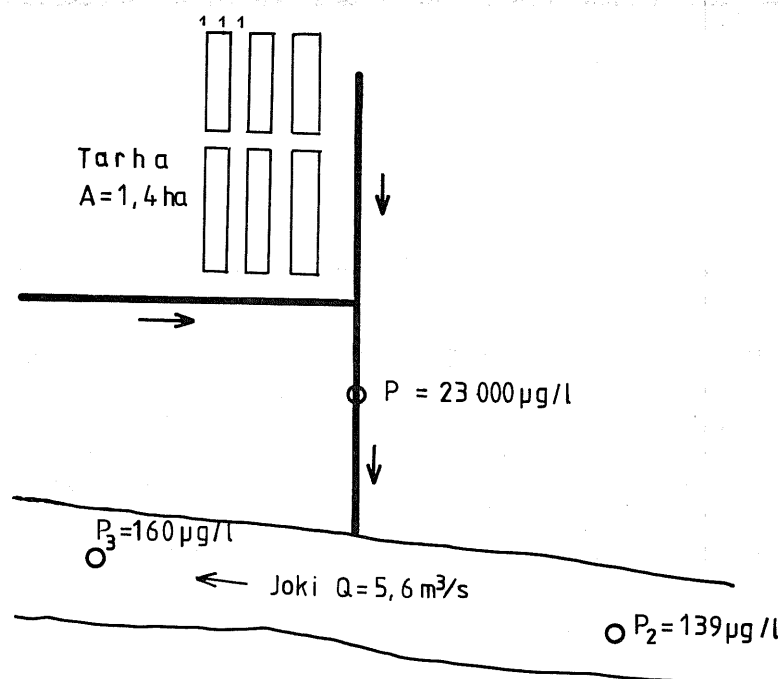
4. TUTKIMUKSEN SOVELLUTUKSIA

Osaksi Helinin tutkimukseen ja osaksi omiin vesinäytteisiimme perustuen on Kokkolan vesi- ja ympäristöpiirissä käynnissä turkistarhauksen aiheuttama vesistökuormituksen selvitys josta esimerkkeinä seuraavat tapaukset.

4.1 YHDEN TARHAN VAIKUTUS VESISTÖÖN

Esimerkkitarhaksi on valittu minkkitarha Lapuanjokivarresta. Tarhan pinta-ala on 1,4 ha joten sen tuotto vuosittain on noin 8 500 kpl minkinnahkaa. Tarhan vieressä on laskuoja, johon tarha-alueen kuivatusvedet valuvat ja laskuojaa pitkin edelleen noin kilometrin päässä olevaan jokeen. Maapohja on tiivistä savimaata.

Vesinäytteet on otettu joesta tarhan ylä- ja alapuolelta sekä laskuojasta tarhan alapuolelta. Edellisistä teoreettisesti laskien tarhan kuormittava vaikutus olisi merkittävä.



Kuva 2. Yksittäisen tarhan aiheuttama vesistökuorma. Fosforipitoisuus kasvoi 16 % ja laskennallinen kuorma oli 11 kg/d.

4.2 TURKISTARHAUKSEN VAIKUTUS VESISTÖÖN

Esimerkiksi on otettu Ähtävänjoki, jonka alaosalta Pietarsaaren kaupunki ottaa raakavetensä. Ähtävänjoen vesistöalueella sijaitsevat virkistyskäytön kannalta merkittävät Evi-, Lappa- ja Alajärvi. Vesistön kuormitusta pitäisi kaikin keinoin välttää.

Helinin tutkimuksesta saatuja keskimääräisiä kuormituslukuja sekä turkistarhaajilta saamiamme eläinmääriä hyväksi käyttäen saadaan turkistarhauksen aiheuttamaksi fosforikuormaksi 15 600 kg/a, kun se alueen seitsemän kunnan puhdistettujen jätevesien osalta on 3 650 kg/a, eli 1/4 turkistarhauksen aiheuttamasta fosforikuormasta.

4.3 KOKO VAASAN LÄÄNI

Kolmantena esimerkkinä on koko Vaasan lääni, jossa tuotetaan vielä tällä hetkellä noin 80 % koko maan turkiksista. Myöskin tässä esimerkissä (taulukko 3) on verrattu turkistarhauksen aiheuttamaa vesistökuormaa yhdyskuntien jätevedenpuhdistamoitten kautta vesistöön johtuvaan kuormaan.

Taulukko 3. Vertailulaskelma yhdyskuntien jätevedenpuhdistamoitten kautta ja turkistarhauksen vesistöön kohdistuvasta kuormituksesta Vaasan läänissä 1985. Luvut turkistarhauksen osalta perustuvan Helinin tutkimukseen ja yhdyskuntien jätevesipuhdistamoitten osalta VYH:n tilastoon.

<u>Yhdyskunnat</u>	Fosfori- kuormitus	Typpi- kuormitus
Potent. kuorma	253.000 kg/a	2.000.000 kg/a
Vesistöön menevä	38.000 kg/a	1.200.000 kg/a
Asukasvastineluku	35.000	220.000
<u>Turkistarhat</u>		
Potent. kuorma	1.681.500 kg/a	8.500.000 kg/a
Vesistöön menevä	126.100 kg/a	1.200.000 kg/a
Asukasvastineluku	114.000	216.000

5. KEINOJA, JOILLA KUORMITUSTA VOIDAAN PIENENTÄÄ

Vesi- ja ympäristöhallitus on kehottanut vesi- ja ympäristöpiirejä selvittämään alueillaan turkistarhauksen vesiensuojelullisen tilan sekä antamaan niille tarvittaessa korjauskehoituksia. Työ on meneillään siten, että ainakin Vaasan ja Kokkolan vesi- ja ympäristöpiirien osalta kartoitus suurten tarhojen osalta on suoritettu kirjekyselyn muodossa. Kuluvan vuoden aikana on tarkoitus käydä läpi nämä suuret tarhat sekä suorittaa kirjekyselyt muiden tarhojen osalta.

Tarhojen suuren lukumäärän ja siihen käytettävissä olevien resurssien puitteissa (tarhoja on noin 2 500 kpl/piiri) työ on tarkoitus suorittaa seuraavasti.

1. Tarhaajia vaaditaan laatimaan tarhansa saneeraus suunnitelmat määräaikaan mennessä sekä lähettämään ne piireihin tarkistusta varten. Suunnitelman tulisi täyttää tietyt vähimmäisvaatimukset (liite 1).
2. Tarkistuksen ja mahdollisten korjausten jälkeen ne lähetetään tarhaajille takaisin toteutusta varten. Mukaan liitetään aikataulu johon mennessä työ olisi tehtävä.
3. Työn toteuttamisen jälkeen tarha pitäisi tarkistaa ja hyväksyä.

Työn laajuuden takia siihen tulisi osallistua muitakin kuin vesiviranomaisia. Kysymykseen voisivat tulla esimerkiksi terveysviranomaiset sijoituspaikkaluvan antajina ja rakennusviranomaiset rakennusluvan myöntäjänä.

Kokkola 3.3.1987

Suunnitelmilta edellytettävät vähimmäisvaatimukset:

- maantiekartta tms., josta selviää tarhan sijainti
 - tarha-alueelta poistettava ylimääräinen valuma-alue sopivalla ympärysojituksella tms. tavalla. Täten voidaan vähentää tarha-alueella virtaavien sulamis- ja sadevesien määrää.
 - varjotalojen räystäiden on ulotuttava riittävän etäälle eläinhäkkien ulkoreunasta ettei katolta valuva vesi pääse huuhtomaan ulosteita mennessään (miniminä voidaan pitää 30 cm).
 - varjotalojen alusta on korotettava siten, että sinne kasautuva lanta ei joudu missään olosuhteissa tekemisiin tarha-alueelle valuvan tai sulavan veden kanssa; 30 cm:n korotusta voidaan pitää riittävänä.
- Vaatimus on saavutettavissa myös leikkaamalla maanpinnasta vastaava määrä varjotalojen väleistä, mikäli se ei muodostu esteeksi veden johtamiselle pois tarha-alueelta.
- virtsa on pyrittävä sitomaan kuivikkeisiin edelleen esim. kompostiin käytettäväksi. Tällöin välttyään typen valumiselta vesiin (parhaat tulokset on saavutettu turvetta kuivikkeena käytettäessä, jolloin välttyään suurelta osin myös hajuhaitoista).
 - tarha-alue on muotoiltava kaltevaksi siten, ettei varjotalojen väleissä vesi pääse muodostamaan seisovia lammikoita.
 - eläinten juottolaitteet on sijoitettava siten, ettei niistä valuva vesi pääse huuhtomaan ulosteita (ulkopuolelle + tippapelti). Niiden kunnosta tulisi huolehtia muutoinkin ylivalumisen estämiseksi.
 - lannan välivarastoinnista on huolehdittava siten, ettei välivarastosta pääse valumaan ravinteita ympäristöön. Jokaisella tarhalla pitäisi olla käytössä mukainen kompostipaikka joko yksin tai ympäristötarhojen kanssa yhdessä. Mikäli maapohja on vettä läpäisevä pitäisi myös pohjarakenne olla vesitiiviiksi rakennettu.
 - jokaisen tarhan pitäisi pyrkiä siihen, että tarha-alueelta valuvat vedet imeytettäisiin esim. sorasuolettimen läpi.

Kaj Granberg

EVIJÄRVI - MAATALOUDEN JÄTEVESIEN PILAAMA JÄRVI

1. JOHDANTO

Ähtävänjoen vesistöön kuuluva Evijärvi on viime vuosikymmeninä rehevöitynyt haitallisesti, ja sen seurauksena mm. järven virkistysarvo on alkanut laskea. Lisäksi lahtialueilla on talvisin lähes säännöllisesti ollut kalakuolemia. Evijärvi on säännöstelty järvi, ja säännöstelyä selvittävien tutkimusten (Hakkari ym. 1983) yhteydessä voitiin todeta, että järvi on nykyisin lähes yksinomaan maataloudesta peräisin olevien jätevesien rehevöittäjä. Seuraavassa tarkastellaan Evijärveä lähinnä case study - tapauksena. Kuormitus arvioitiin vuonna 1984 tehdyn vesikasvillisuustutkimuksen yhteydessä. Lisäksi tarkastellaan Evijärven rehevöitymistä vesikasvillisuustutkimusten perusteella.

2. EVIJÄRVEN YLEISKUVAUS

Seuraavassa on esitetty Evijärven tärkeimmät hydrologiset perustiedot:

- pinta-ala km ²	28
- tilavuus milj. m ³	42
- keskivedenkorkeus m	61.63 (160.98)
- vesistöalue luusuassa km ²	1713
- järvisyys-%	12.2
- rannan kaltevuus	1° 10'
- rantaviivan pituus km	110

Rannan kaltevuus on Wallmanin (1950) mukaan. Jäljempänä käytetyn teoreettisen laskelman mukaan pohjan keskikaltevuus on asteina 0.536 astetta eli 32 minuuttia 12 sekuntia, tässä mittauksessa ei ole mukana rantatöyrästä.

3. EVIJÄRVEN KUORMITUS

3.1. Evijärvi kokonaisuutena

Evijärven kuormitusta käsitellään seuraavassa aluksi yleisesti. Rehevöitymisen kannalta fosfori on avainasemassa, tämän vuoksi tarkastelussa rajoitutaan fosforikuormitukseen.

Vuoden 1982 tutkimusten yhteydessä (Granberg 1984) laskettiin Evijärvestä ainetaseet. Koska vuoden 1982 virtaamat olivat normaalia suuremmat, ei saatuja tuloksia sellaisenaan voida soveltaa ns. normaalivuoden tilanteeseen.

Käyttämällä Friskin (1983) esittämää toisen kertaluvun reaktio-kinetiikkaan perustuvaa ja CSTR-altaille soveltuvaa fosforimallia Evijärven alueella voidaan vuoden 1982 ainetasetuloksia hyödyntää myös normaalivirtaamatilanteessa. Fysikaalis-kemialliset tulokset, joita tässä käytetään, on saatu Kokkolan vesipiiristä ja ne ovat vuosilta 1983 ja 1984 ja vastannevat 'normaalivuoden' tuloksia.

Evijärven arvioitu fosforikuorma ja sen ositus perustuu seuraaviin laskelmiin (Granberg 1984):

- fosforikuorma lasketaan Kaupin (1979) mukaan,
- Lappajärven pohjaliettestä liukeneva fosfori kohottaa Välijoen arvioidun fosforipitoisuuden 13.3 ug P/l pitoisuuteen 15.5 ug P/l (luusuan keskivirtaama on 12.5 m³/s).

Keskivaluman ollessa 8.5 l/s*km² Evijärven fosforikuormitus on seuraava:

Taulukko 1. Evijärven fosforikuorma kuormituslähteittäin.

	Lähivaluma-alue		Pitoisuus		Kuorma		Osuus
	km ²	Pelto-%	P ug/l	Q m ³ /s	kg P/d	%	
Välijoki	57	25	18.7	13.0	21.0	68.8	
Kirsinpuro	62	15	71.0	0.5	3.1	10.2	
Evijärvi	84	19	21.5	0.7	5.0	16.4	
Sade					1.4	4.6	
					30.5	100.0	

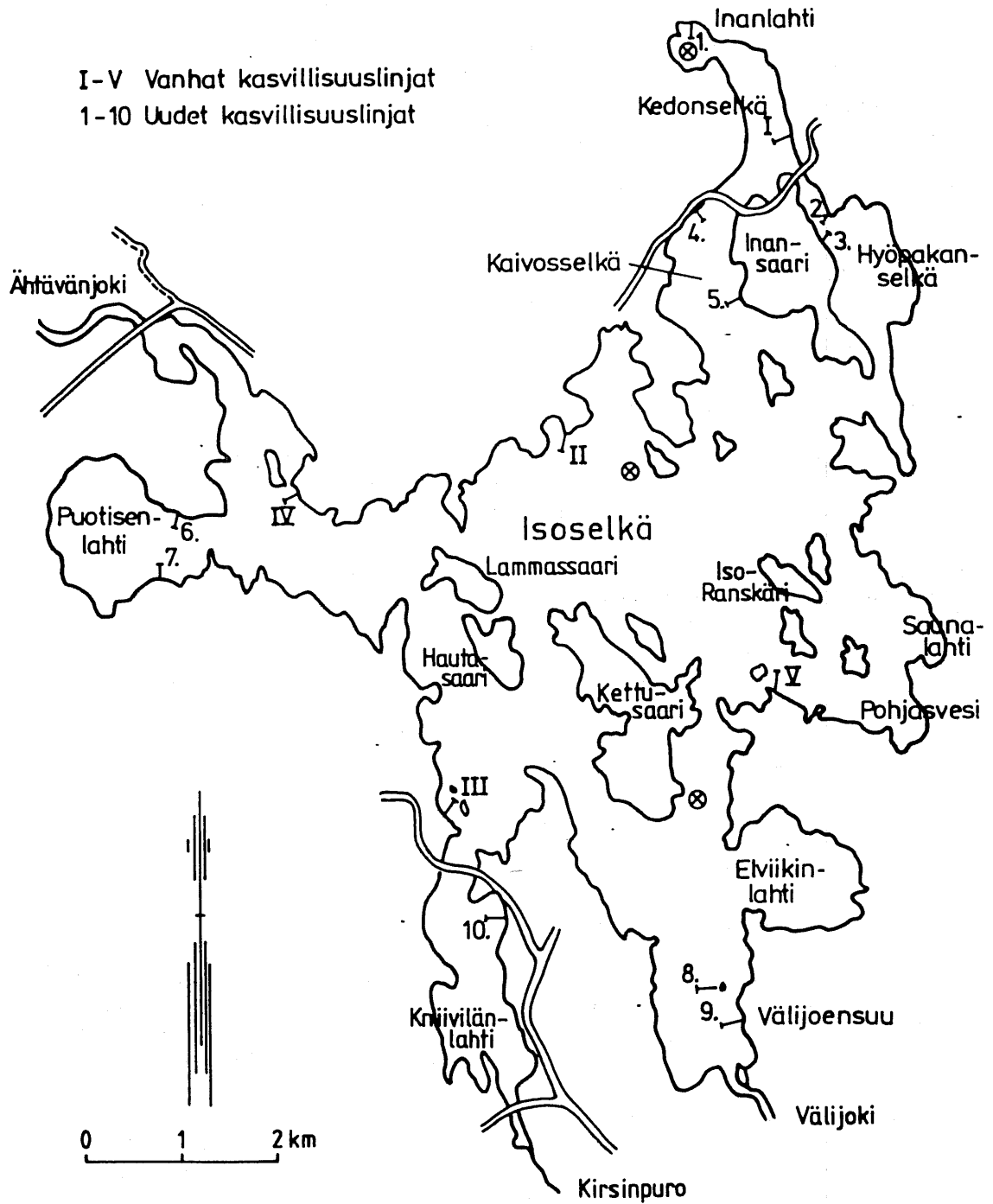
Fosforipitoisuudet on laskettu Kaupin (1979) esittämällä yhtälöllä peltoprosentin perusteella:

$$(1) \quad P = 46.4 \log(PP + 1) + 7.2, \text{ missä}$$

P = fosforipitoisuus ug/l ja PP on valuma-alueen peltoalapro-sentti.

Voidaan todeta, että huomattava osa Evijärveen tulevasta fosforikuormasta on Välijokesta peräisin. Lisäksi Välijokeen huuhtoutuu ympäröiviltä pelloilta fosforia arviolta 3.64 kg P/d, mikä oli jo mukana taulukossa 1.

Vuonna 1982 Hanhikosken keskivirtaama oli 18.1 m³/s ja Kattilakosken sekä Kirsinpuron virtaamat 19.6 ja 0.63 m³/s. Loppuvuoden virtaamat jouduttiin tällöin arvioimaan. Ainetase on esitetty taulukossa 2.



Kuva 1. Evijärvi

Taulukko 3. Evijärven ainetase vuonna 1982.

	Fosfori kg/d	Typpi kg/d	BHK7 kg/d	Fosforikuorman ositus - %
Välijoki	38.5	1053.0	2078.8	68.8
Kirsinpuro	11.1	90.9	147.6	19.8
Lähivaluma-alue	5.0	84.3		8.9
Sade	1.4	30.7		2.5
Yhteensä (K)	56.0	1258.9	2226.4	100.0
Kaarenhaara (= Evijärven luu- sua (L))	43.6	1281.1	2754.4	
Erotus (S)	12.4	-22.2	-528.1	
S/K-%	22.1	-1.8	-23.7	

Suuri fosforikuorma johtui vuonna 1982 suuresta virtaamasta ja lisääntyneestä huuhtoutumasta. Ainetaseen perusteella Evijärven fosforinpidätyskyky on kuitenkin suhteellisen hyvä.

Seuraavassa sovelletaan edellä esitettyihin fosforituloksiin Friskin (1983) esittämää fosforimallia:

$$(2) \quad c = \frac{1}{2aV} \left(-Q + \sqrt{Q^2 + 4aV(I + rpA)} \right), \text{ missä}$$

c = fosforipitoisuus

V = järven tilavuus

Q = virtaama

A = sedimentin ala

rp = fosforin vapautumiskerroin

I = fosforikuormitus

a = sedimentaatiokerroin (0.0002 - 0.0008).

Säätämällä sedimentaatiokerrointa voidaan yhtälö saada vuoden 1982 virtaamilla ja kuormituksella saada kuvaamaan vastaavaa fosforin sedimentaatiota vuonna 1982. Kertoimen a arvolla 0.000445 yhtälö toteutti vuoden 1982 fosforitaseen.

Vuonna 1983 Evijärven luusuan keskivirtaama oli 16.6 m³/s ja Evijärven Isoselän fosforipitoisuus 24 ug P/l (s = 4.79, n = 6). Soveltaen em. sedimentaatiokerrointa tulevaksi fosforikuormaksi saadaan 46 kg P/d. Välijoen keskivirtaama oli vuonna 1983 15.2 m³/s ja fosforin keskipitoisuus 20.6 ug P/l (s = 7.9, n = 8). Ähtävänjoen kautta tullut fosforikuorma oli tällöin keskimäärin 28.9 kg P/d eli n. 63 % kokonaiskuormasta. Eri tavoin laskien voidaan todeta, että Välijoen kautta Evijärveen

tulee pääosa fosforikuormasta.

Mikä on Evijärven fosforikuormitussieto ja paljonko kuormitusta olisi vähennettävä, jotta järven vedenlaatu paranisi ja etenevä rehevöityminen pysähtyisi? Tilanne on arvioitava tällöin alueittain, koska huonon vedenvaihtuvuuden omaavat lahtialueet ovat eri asemassa kuin Evijärven Isoselkä, jonka vedenvaihtuvuus on hyvä.

Sietoarvioiden tekeminen numeerisesti ei ole kovin suositeltavaa, mutta suuruusluokkia sellaisella voi silti tarkastella. Sovelletaan Vollenweiderin ja Dillonin (1974) yhtälöistä laskettuja regressioita:

1. Järven 'sallittava' fosforin pintakuorma on:

$$0.635$$

$$(3) \quad La \text{ g P/m}^2 \cdot v = 0.055x$$

2. Järven 'vaarallinen' fosforin pintakuorma on:

$$0.469$$

$$(4) \quad Ld \text{ g P/m}^2 \cdot v = 0.174x, \quad x = q_s \text{ m/a ('hydraulininen pintakuorma')}. \quad \text{pintakuorma'}$$

Kun keskivirtaama vuonna 1983 oli 16.6 m³/s, on 'sallittava' kuorma ($q_s = 18.7$) 27 kg P/d ja 'vaarallinen' 53 kg P/d. Havaittu kuorma oli 46 kg P/d. Sallittavalla kuormalla Evijärven Isoselän keskimääräinen fosforipitoisuus olisi n. 16 ug P/l, joka olisi jo sitä suuruusluokkaa, että siitä kohonneet fosforipitoisuudet ilmentäisivät vähintään alkavaa rehevöitymistä. Kun vuonna 1982 keskimääräinen klorofylli-a oli 10.6 mg/m³, olisi klorofylli-a Dillonin ja Riglerin (1974) mukaan laskien sallittavalla kuormalla keskimäärin 4.7 mg/m³.

3.2. Lappajärvi Välijoen ja Evijärven kuormittajana

Edellä on todettu, että Evijärveen tulevasta fosforikuormasta suurin osa eli esimerkiksi vuonna 1983 tuli 63 % Välijoen kautta Lappajärvestä. Seuraavassa esitetään yhteenveto Lappajärven fosforikuormituksesta. Fosforikuorma arvioitiin osavaluma-alueittain peltoisuuden perusteella Kaupin (1979) mukaan kuten Evijärven kuormitus. Lappajärven valuma-alueella on runsaasti peltoja ja osavaluma-alueiden peltoisuusprosentti on keskimäärin 25 % ($s = 10.8$, $n = 7$).

Lappajärven fosforikuormitus voidaan osittaa seuraavasti:

	kg P//d	%
Hajakuorma	62.9	60.8
Sade	7.8	7.5
Jätevedet	10.5	10.1
Pohjaliete	22.3	21.6
Yhteensä	103.5	100.0

Valmistuneiden puhdistamoiden ansiosta jätevesikuormituksen osuus on nykyisin pienempi kuin taulukossa esitetty vuoden 1981 osuus. Vaasan vesipiirin vesitoimiston mukaan jätevesien kuormitus oli vuonna 1984 vain 1.4 kg P/d. Lappajärveen tuleva laskennallinen fosforikuorma olisi näin ollen nykyään 94.4 kg P/d.

Lappajärven 'sallittava' fosforikuorma olisi 41 kg P/d ja 'vaarallinen' 109 kg P/d, joten Lappajärven fosforinsieto on ylitetty, mihin viittaa myös fosforin liukeneminen pohjalietteestä.

Kuormitustarkastelut osoittavat, että Lappajärvi on suureksi osaksi maatalouden hajakuorman rehevöittäjä, ja Evijärvi saa Välijoen kautta edelleen hajakuormaa.

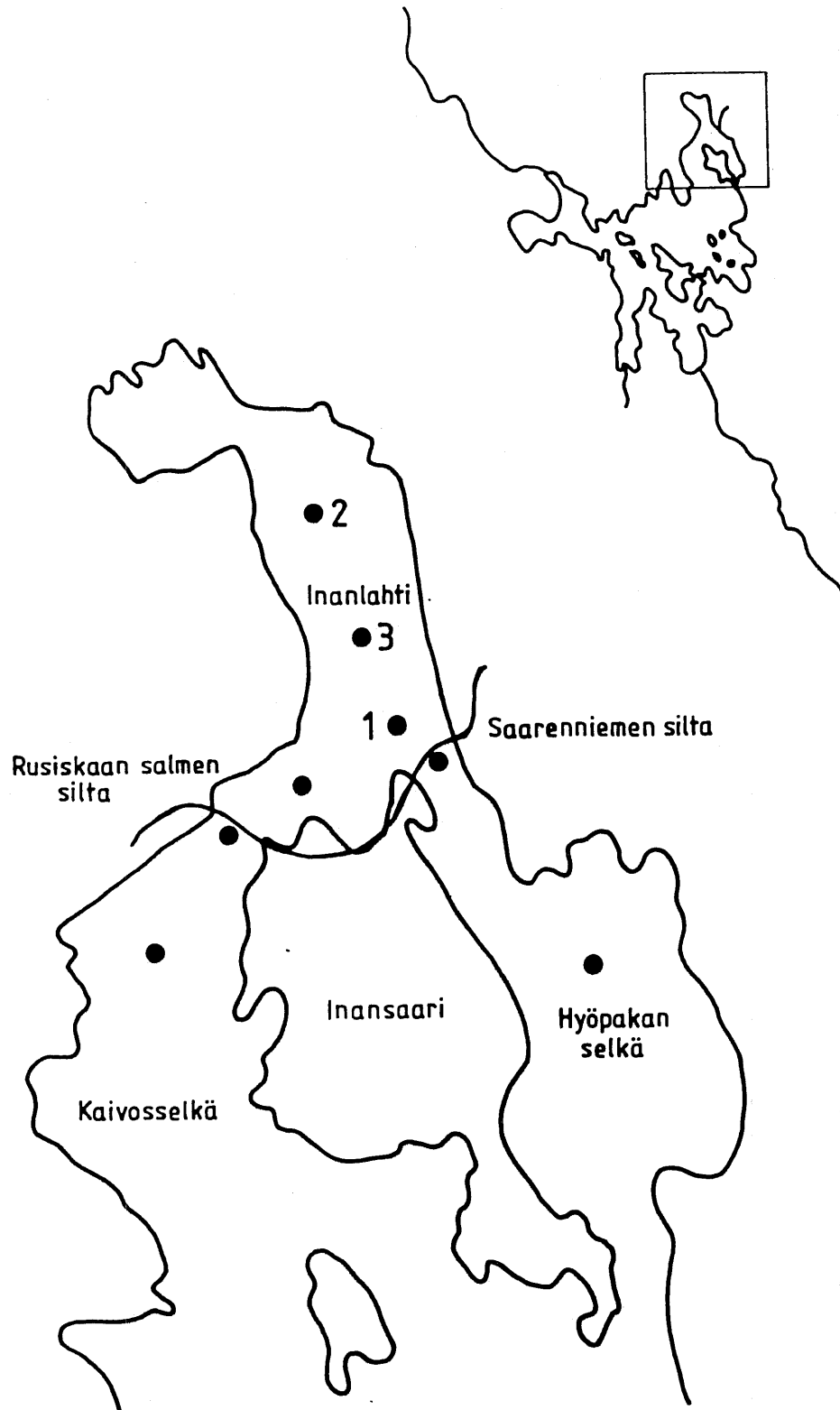
4. EVIJÄRVEN LAHTIALUEET

Evijärvelle ovat tyypillisiä lukuisat lahdet. Näille on yhteistä peltojen keskittyttyminen rannoille sekä huono vedenvaihtuvuus etenkin talvella. Seuraavassa on esitetty lahtialueiden hydrologisia tietoja keskivedenkorkeudella 160.98 m:

	Pinta-ala km ²	Tilavuus milj. m ³	Keskisyvyys m	Max. syvyys m
Inanlahti	1.35	1.7	1.3	2.5
Hyöpakanselkä	1.43	0.97	0.67	1.5
Kaivosselkä	0.72	0.74	1.03	3.1
Kniivilänlahti	1.30	0.8	0.61	1.8
Elviikinlahti	1.24	0.83*	0.67*	2.0*
Puotisenlahti	1.32	0.84*	0.63*	1.9*
Välijoen suu	1.48	1.48*	1.0*	2.0*

* arvio

Seuraavassa tarkastellaan Kaivosselän - Inanlahden - Hyöpakanselän aluetta esimerkkinä Evijärven lahtialueiden kunnosta.



Kuva 2. Kaivosselän - Inanlahden - Hyöpakanselän alue

4.1. Kaivosselkä - Inanlahti - Hyöpakanselkä

Aluetta voidaan pitää yhtenäisenä altaana, jonka pinta-ala on 3.5 km², tilavuus 3.41 milj. m³, keskisyvyys 0.97 metriä ja maksimisyvyys 2.9 metriä.

Alueen ongelmana on ollut talvisin kevätaliveden aikana veden virtauksen estyminen Evijärven pääaltaasta, jolloin seurauksena on viime vuosina ollut happikato ja kalakuolemia.

Keskimääräisellä kevättalven vedenkorkeudella 160.70 m ja olettaen jään paksuudeksi 60 cm on Evijärven tilavuus 17.2 milj. m³. Vastaavasti Inanlahden, Hyöpakanselän ja Kaivosselän yhteistilavuus on 1.117 milj. m³ ja pinta-ala 1.288 km² (Granberg 1984). Kriittinen vedenkorkeustaso, jolloin virtaus alueelle estyy, on 160.55 m.

Alue on peltojen ympäröimä. Lisäksi Inanlahteen tulee suo-ojitusten seurauksena humuspitoisia vesiä ilmeisesti ainakin 150 ha laajuiselta suoalueelta.

Evijärven lähivaluma-alueella (84 km² ilman Kniivilänlahtea) peltoprosentti on 19 %, eli peltopinta-ala on n. 16 km². Peltoilta liukenevaksi fosforin määräksi on Kauppi (1979) esittänyt 0.57 kg P/ha*vuosi. Jos oletetaan, että tämä fosforikuorma, 2.5 kg P/d, joutuisi Kaivosselän - Inanlahden - Hyöpakanselän alueelle, ja lahtialueiden virtaama olisi 0.2 m³/s, olisi näiden alueiden fosforikuorma keskivedenkorkeudella 44 ug/l. Kun happimallina käytetään Lappalaisen (1974) fosforin tilavuus-sedimentaatioon perustuvaa happimallia, mainitulla fosforikuormalla olisi happipitoisuus keskivedenkorkeudella talvella 1.8 mg/l ja kevättalven keskimääräisellä vedenkorkeudella 160.70 m alue olisi hapeton. Jos taas käytetään Vollenweiderin ja Dillonin (1974) fosforikuormituksen sietoa, virtaamalla 0.2 m³/s 'sallittava' fosforikuorma olisi enintään 0.76 kg/d ja 'vaarallinen' 2 kg P/d. Kuormituksella 0.76 kg P/d olisi alueen happipitoisuus kevättalven keskialivedenkorkeudella ja virtaamalla 0.2 m³/s 4.8 mg O₂/l.

Esitettyjä lukuja on pidettävä vain suuruusluokka-arvioina, mutta ilmeisen oikeansuuntaisen kuvan ne antavat silti alueen tilasta ja kuormituksesta. Tarkan fosforikuorman esittäminen lahtialueilla ei ollut mahdollista käytettävän materiaalin puitteissa. Keinoja, joilla lahtialueiden tilaa voitaisiin parantaa, olisivat tietenkin fosforikuormituksen pienentäminen, kevätaliveden nosto ja virtauksen parantaminen. Veden kierrätystä onkin menestyksellisesti kokeiltu Inanlahdessa.

5. EVIJÄRVEN VESIKASVILLISUUS

Vesikasvillisuus tutkittiin vuonna 1982 viideltä linjalta lähinnä säännöstelyn haittojen osoittamiseksi. Vuonna 1984 linjat I - V tutkittiin uudelleen mahdollisten muutosten osoittamiseksi, lisäksi valittiin rehevämmltä alueilta kymmenen linjaa (1 - 10). Tulokäsittelyä varten kasvillisuushavainnot taulukoitiin ensin kolmeen ryhmään, linjat I - V, linjat 1 - 10 ja kaikki tulokset. Aineistoa taulukoitaessa voitiin todeta, että myös linjoilla 1 - 10 ('rehevöityneet alueet') esiintyi paikoin runsaasti hyvälaatuisella pohjalla viihtyviä pohja-lehtisiä, kuten Isoetes, Lobelia ja Subularia. Nämä ns. Isoetes-linjat taulukoitiin vielä erikseen omana ryhmänä. Isoetes-linjoja olivat I, II, IV, V, 5, 6 ja 7 (kts. kuva).

Taulukossa 4 on esitetty valtalajien frekvenssit (%) ryhmiteltynä edellä esitetyllä tavalla. Mukana ovat vertailun vuoksi myös tulokset vuodelta 1982 (Granberg 1984) linjoilta I - V.

Taulukko 4. Vesikasvien valtalajien frekvenssit Evijärvessä.

Laji	Kaikki linjat	I-V	I-V v. 1982	1-10	Isoetes- linjat
Näytealoja	294	91	335	203	117
Ulpukka	22.0	13.2	5.6	26.1	9.4
Järvikorte	21.4	30.8	17.6	19.2	39.3
Konnan ulpukka	11.9	8.8	0.3	12.8	10.3
Nuottaruoho	10.2	14.3	6.9	8.9	26.5
Uistinviita	9.2	16.5	5.4	3.9	8.5
Ahvenviita	8.9	3.3	0.6	8.9	2.6
Järviruoko	8.8	15.4	14.6	3.5	17.0
Viiltosara	8.5	11.4	4.8	4.9	11.9
Palpakot	8.5	-	1.5	13.8	1.7
Tumma lahnaruoho	8.5	13.2	6.6	6.4	22.2
Rantaluikka	4.8	14.3	6.9	0.5	7.7
Rantaleinikki	3.8	7.7	4.8	5.3	10.2
Äimäruoho	8.9	8.8	2.9	4.4	14.5
Vaalea lahnaruoho	2.7	5.5	11.3	2.0	7.7

Vertailu vuoden 1982 frekvensseihin linjoilla I - V osoittaa, että kasvien yleisyysjärjestys on likimain sama, mutta eroja-kin on havaittavissa. Erot johtuvat pääasiassa siitä, että koska linjoja ei oltu merkitty maastoon, vuonna 1984 tutkitut kasvillisuuslinjat eivät ole täsmälleen samoilta paikoilta.

Rehevät linjat (1 - 10) ja Isoetes - linjat olivat toisilleen vastakkaisia. Seuraavat lajit olivat merkitsevästi yleisempiä rehevillä linjoilla: ulpukka, ahvenviita sekä palpakot.

Isoetes-linjoilla merkitsevästi yleisempiä olivat puolestaan järvikorte, nuottaruoho, viiltosara, tumma lahnaruoho, rantaluikka, rantaleinikki ja äimäruoho.

Syynä rehevien ja karujen linjojen kasvillisuuseroihin on pohjan laatu, rehevillä kasvillisuuslinjoilla pohjilla vallitsi lieju tai muta, karuilla alueilla, etenkin lahnaruohon kasvupaikoilla, oli kova hiekkapohja. Tämänlaatuinen pohja tavattiin pääasiassa Evijärven pohjoisrannoilla, alueilla, missä päävirtaus huuhtoi rantoja estäen orgaanisen aineen sedimentaation.

Evijärven maisemassa näkyvimpänä ovat suuret kaisla-, ruoko- ja kortekasvustot. Näistä kaisla (*Scirpus lacustris*) on varsin dominoiva ja ilmeisesti järven umpeenkasvun kannalta myös merkittävä. Koska veneellä ei päässyt kaislikkojen läpi, ei linjoja voitu vetää kaislikkojen kautta. Saatujen tulosten perusteella seuraavassa on arvioitu kaislan määrää ja satoa.

Kaislan pituus oli keskimäärin 2 metriä ja keskiläpimitta 0.7 cm. Kaislan tilavuus on tällöin 76.9 cm³. Jos kasvin märkäpaino on 1.1 g/cm³, kuivapaino 20 %, ja huokoisessa kaislassa ilmaa 80 %, saadaan korren kuivapainoksi $76.9 \text{ cm}^3 \times 1.1 \text{ g/cm}^3 \times 0.2 \times 0.2 = 3.72 \text{ g}$. Todetaan, että Nybom (1980) on kaislan keskimääräiseksi kuivapainoksi saanut 165 g/50 versoja eli 3.3 g/verso.

Tämän tutkimuksen perusteella linjoilla I - V syvyysvyöhykkeellä 0.5 - 1 m oli kaislaa keskimäärin 45 - 50 kortta/m², eli käyttäen lukua 45 kpl/m² kuivapainona 153 g/m², mikä on hehtaaria kohti 1530 kg/ha.

Evijärven tilavuusjakautumaan perustuen laskien saadaan pohjan keskikaltevuudeksi 0.536 astetta. Tämän mukaan vyöhykkeen 0.5 - 1 m leveys on keskimäärin 53.4 m ja Evijärven rantaviivan pituuden (110 km) perusteella pinta-ala on 5.8 km². Jos kaisla-vyöhykkeen alaksi arvioidaan 580 ha, on kaislan tuotanto Evijärvessä 887 t/a.

Kurttilan arvion mukaan (julkaisematon) Kokkolan vesipiirin laattimalla Evijärven kasvillisuuskartalla vesikasvivyöhykkeiden pinta-ala on 10.8 km², joten kaislaa tästä olisi n. 54 % eli yli puolet vesikasvien peittämästä alasta.

Kaislikoiden merkitys Evijärvessä on huomattava, sillä yhdessä muun hajoavien kasvijätteiden kanssa ne muodostavat juurakko-turvetta ja sitovat lietteen pohjaan edistäen näin Evijärven mataloitumista ja umpeenkasvua. Runsas helofyyttikasvillisuus, kaislikot, ruovikot ja kortteikot, on matalan Evijärven eutrofi-oitumisen näkyvin osoitus. Kuitenkin karuille järville tyypillisten lahnaruohon ja nuottaruohon esiintyminen Evijärvessä osoittaa, että järvi on luonnontilaisena ollut oligotrofinen, ja että rehevöityminen on ihmisen toiminnan seuraus.

6. TIIVISTELMÄ

Ähtävänjoen vesistöön kuuluva Evijärvi on viime vuosina rehevöitynyt haitallisesti. Rehevöitymisen näkyvin seuraus on runsas vesikasvillisuus ja etenkin lahtialueilla suoranainen umpeenkasvun uhka. Evijärven fosforikuormitus arvioitiin taseesta sekä valuma-alueiden peltoisuuden perusteella. Järvi on ylikuormitettu ja suurin osa fosforikuormasta on maatalouden hajakuormitusta. Myös Evijärven yläpuolinen järvi, Lappajärvi, on maatalouden hajakuormituksen rehevöittänyt. Evijärven lahtialueet olivat huonon vedenvaihtuvuutensa vuoksi etenkin talvisin kriittisessä tilassa. Esimerkkinä tarkastellaan Kaivosselän - Inanlahden - Hyöpakanselän aluetta. Vesikasvillisuustutkimuksen tulosten perusteella Evijärvessä on vielä jäljellä hyväkuontoisia rantoja, lähinnä pohjoisessa päävirtauksen alueella. Järven kaislatuotannosta esitettiin arvio.

KIRJALLISUUS

- FRISK, T. 1983. Fosforin sedimentaation arvioimisesta matemaattisten mallien avulla. - Joensuun korkeakoulu, Karjalan tutkimuslaitoksen julkaisuja 55:9 - 18.
- Granberg, K. 1984. Lappajärven ja Evijärven vedenlaatu ja säännöstely. - In: Hakkari ym. : Lappa- ja Evijärven limnologia ja kalatalous: 1 - 57. Ympäristöntutkimuskeskus, Jyväskylän yliopisto.
- Hakkari, L., Anttila, M., Granberg, K., Kolari, I. & Virkki, L. 1983. Lappajärven ja Evijärven säännöstelytutkimus v. 1983. - Ympäristöntutkimuskeskus, Jyväskylän yliopisto, 250 pp.
- Kauppi, L. 1979. Effect of drainage basin characteristics on the diffuse load of phosphorus and nitrogen. - Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 30:21 - 41.
- Lappalainen, K-M. 1974. Kehitysarviot eri kuormitusvaihtoehtoisissa. Kallaveden reitti ja Haukivesi. - Vesihallituksen tiedotus 59:1 - 84.
- Nybom, C. 1980: Vesikasvien niiton koetoiminta vesihallinnossa. - Vesihallituksen tiedotus 59:1 - 84.
- Wallman, W. 1950. Suunnitelma Lappajärven ja Evijärven säännöstelemiseksi.

Vollenweider, R.A. & Dillon, P.J. 1974. The application of the phosphorus loading concept to eutrophication research. - NRC Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality. - 42 pp.

Pekka Hynninen

HAJAKUORMITUKSESTA KIIMINKIJOEN VESISTÖSSÄ

1. JOHDANTO

Kiiminkijoen vesistö kuuluu Project Aqua-ohjelmassa tieteellisiksi tutkimuskohteiksi varattujen vesistöjen joukkoon. Rakentamattomana ja suhteellisen luonnontilaisena Kiiminkijoki on arvokas tutkimuskohde. Kehittämällä jokilaakson luonnontalouteen perustuvia elinkeinoja voidaan vesistöä hyödyntää huomattavasti nykyistä enemmän myös taloudellisesti. Vesiensuojelutoimenpiteillä tulisi turvata vesistön säilyminen luonnontilaisena vertailuvesistönä tutkimuskäyttöön. Samalla voidaan turvata joen kalatalous ja sen kehittämismahdollisuudet. Vesistöllä on jo nykyisin hyvin suuri virkistyskäyttöarvo, jota voidaan vielä huomattavasti lisätä. Oulun vesi- ja ympäristöpiirissä on tehty Kiiminkijoen vesiensuojelun yleissuunnittelua varten vesistön tilaa ja kuormitusta koskevia selvityksiä.

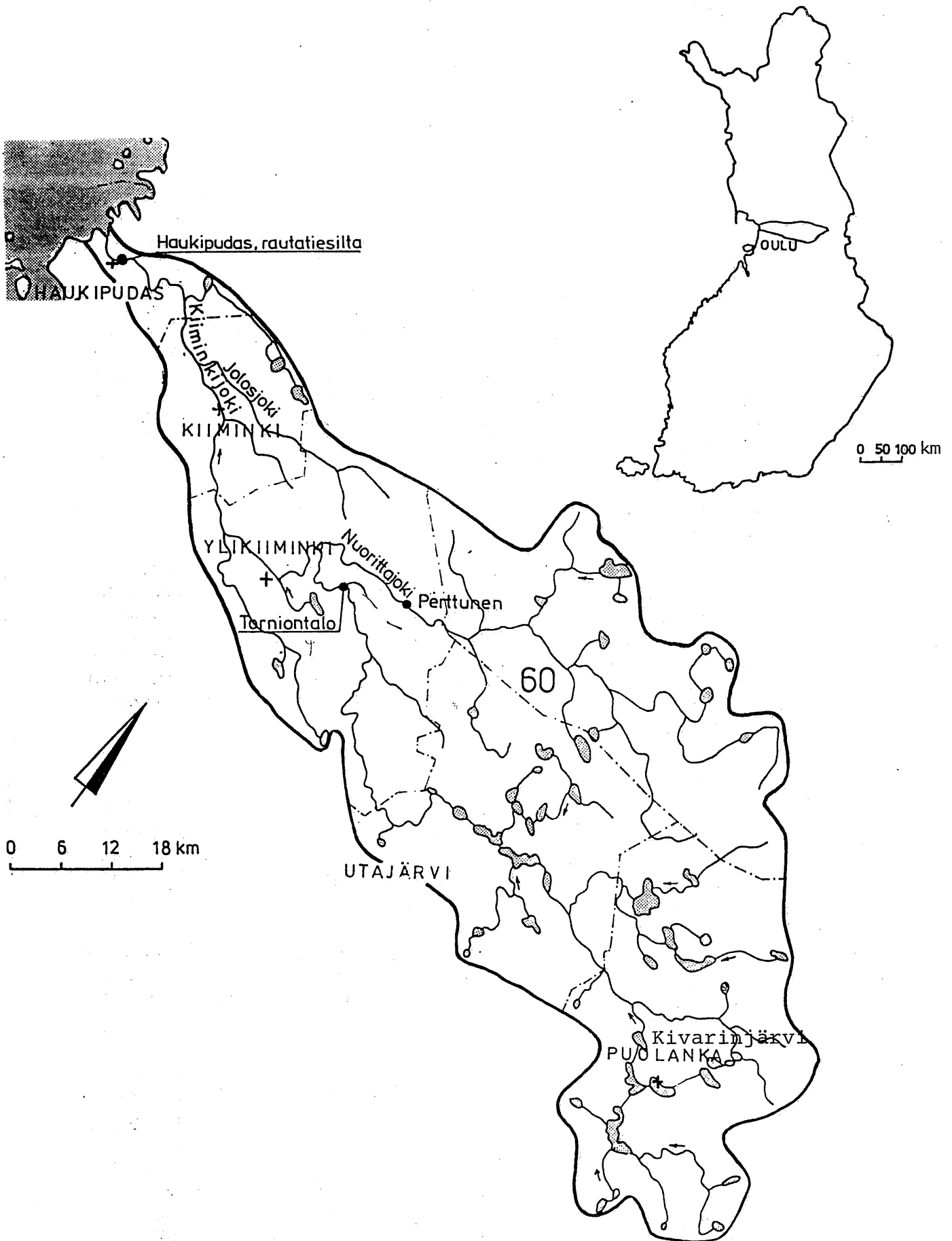
Kiiminkijoen vesistöalueen kuormitus on suurimmaksi osaksi hajakuormitusta. Maanviljely ja turvetuotanto muodostavat siitä vain osan. Vesistötutkimuspäivien teemaan liittyen seuraavassa rajoitutaan kuitenkin lähinnä näiden kuormituslähteiden aiheuttaman kuormituksen tarkasteluun. Kasvinravinteiden lannoittava vaikutus on Kiiminkijoen vesistössä yksi keskeinen uhkatekijä.

2. KIIMINKIJOEN VESISTÖALUE

Kiiminkijoen vesistöalueen kartta on esitetty kuvassa 1. Taulukossa 1 on esitetty vesistön hydrologiaan liittyviä tietoja. Virtaamahavaintopaikat selviävät kuvasta 1.

Taulukko 1. Kiiminkijoen vesistön virtaamien keski- ja ääriarvoja Kiiminkijoen alajuoksulla Haukiputaalla, Nuorittajoessa ja pääuomassa Nuorittajoen yhtymäkohdan yläpuolella (Vesihallitus 1983).

	Kiiminkijoki Haukipudas	Kiiminkijoki Torniontalo	Nuorittajoki Perttunen
valuma-alue (km ²)	3845	1880	1045
järvisyys (%)	3,4	4,0	2,3
MQ (m ³ /s)	40	21	11,7
HQ (m ³ /s)	606	219	340
MHQ (m ³ /s)	400	154	182
MNQ (m ³ /s)	6,5	3,5	0,7
NQ (m ³ /s)	4,2	1,0	0,2



Kuva 1. Kiiminkijoen valuma-alue ja sen sijainti sekä virtaamamittauspaikat Perttunen, Torniontalo (Joki-Kokko) ja Haukipudas.

Vesistöalueesta on peruskartoilta tehdyn inventoinnin mukaan kivennäismaita 35 % ja turvemaita 58 %. Valuma-alueen pinta-alasta on metsäojitettu n. 30 %. Suurimaksi osaksi jokivarsille sijoittuvia peltoja on 3 % valuma-alueen pinta-alasta.

Suurin sivujoki Nuorittajoki laskee Kiiminkijokeen n. 72 km:n päässä jokisuusta. Tämä joki saa vetensä ns. Kainuun nevalakeudelta. Nuorittajoen valuma-alueen pinta-alasta on turvemaita 72 %.

3. PELTOVILJELYN JA TURVETUOTANNON KASVINRAVINNEKUORMITUS

Peltoviljelyn ja turvetuotannon kuormituksesta löytyy kirjallisuudesta toisin kuin eräistä muista hajakuormitustekijöistä verrattain selväpiirteisesti käytettävissä olevia lukuja. Mittaustulosten käyttöä vaikeuttaa kuitenkin se, että kirjallisuudessa on esitetty hyvin vähän tietoja kuormituksesta kesäaikana. Kuitenkin juuri näiden mittaustulosten merkitys olisi keskeinen etenkin vähäjärvissä jokivesistöissä. Suurin osa hajakuormituksesta tulee vesistöön kevät- ja syystulvien aikana. Kasvinravinnekuormitus kulkeutuu tulvavesien mukana nopeasti merialueelle. Näin ollen vuosikuormituslukuja ei voida käyttää arvioitaessa jokiuomassa rehevöitymistä aiheuttavan kuormituksen määriä.

Kohosen (1982) tutkimalta peltoalueelta, jonka maalaji on savi, vuoden aikana huuhtoutuvasta fosforista 1,48 % ja typestä 0,51 % purkautui vesistöihin 100 d kestävän kesäjakson aikana. Suurin osa peltojen aiheuttamasta kesäaikaisesta kuormituksesta ajoittui loppukesään. Kohosen (1982) tutkimalta peltoalueelta huuhtoutui typpi- ja fosforiravinteita hydrologisesti normaalina kesänä seuraavasti (T. Kohosen kirjall. ilm. v. 1983):

- kesäkuu	0,0046 g P/ha·d	0,053 g N/ha·d
- heinäkuu	0,0100 "	0,065 "
- elokuu	0,1518 "	0,853 "
- kesä-elok.	0,0560 "	0,327 "

Typpihuuhtoutuma Kohosen (emt.) tutkimalta luonnon-tilaiselta metsäalueelta oli kesäaikana selvästi suurempi kuin tutkitulta pellolta. Luonnon-tilaisen metsä-alueen fosforihuuh-
toutuma oli jonkin verran pienempi kuin vastaava huuhtoutuma pellolta. Kohosen (emt.) tutkimus viittaa siihen, että ainakin savipeltojen aiheuttama fosfori- ja typpi-kuormitus olisi normaalina kesänä vähäinen. Tosin peltoalueelta tulevan veden laatu on selvästi luonnon-tilaiselta alueelta tulevaa heikompi.

Kun maa-aluetta hyödynnetään esim. peltona tai turvetuotannossa, alueelta vesistöön tulevat ainevirtaamat kasvavat monien eri tekijöiden osalta. Huuhtoutumisen

ajoittuminen eri vuodenajoille ja vuorokaudenkin ajoille myös muuttuu sekä määrällisesti että laadullisesti. Niiden ainemäärien osuus, jotka olisivat tulleet vesistöön alueen ollessa koskematon, erotetaan usein ihmisen aiheuttamasta kuormituksesta. Kaupin (1979) esittämistä kuormitusarvoista luonnonhuuhtoutuman osuus on vähennetty pois. Kuormitusluvut ovat kuitenkin suurempia kuin Kohosen (emt.) mittamat kokonaishuuhtoutumat. Kuormitusarvoja ei ole esitetty erikseen kesäajalle.

Kiiminkijoen valuma-alueen kuntien pelloista 20 - 60 % on turvepeltoja. Karjalan tutkimusasemalla Tohmajärvellä on tutkittu vuodesta 1983 lähtien kasvinravinteiden huuhtoutumista turvepellolta. Koekenttien maalaji on metsäsaraturvetta. Huhtan (1986) mukaan koealueilta huuhtoutui kasvilajista ja lannoituksesta riippumatta kilosta puoleentoista kiloon fosforia hehtaarilta vuodessa. Turpeesta mobilisoitui typpeä 19,8 - 57,8 kg N/ha a. Lannoittamattomista ohraruuduista huuhtoutui enemmän typpeä kuin lannoitetusta nurmesta. Tutkituilla koealoilla pintavalunnan osuus kokonaisvalunnasta oli vain 1 - 10 %.

R. Heikkilän ja R. Huhtan kirjallisessa lausunnossa 4.2.1987 esitetyistä huuhtoutuma-arvoista laskettiin v:n 1985 aineistosta typpi- ja fosforihuuhtoutumat kesäajalle (92 d). Kesäajan osuus koko vuoden kokonaisfosforihuuhtoutumasta oli 12,9 - 17,0 % ja kokonaistyppihuuhtoutumasta 8,3 - 16,1 %. Vuosina 1984 ja 1985 kokonaishuuhtoutumat olivat kullakin koealalla keskimäärin samaa suuruusluokkaa.

Ed. perusteella näyttäisi siltä, että turvepelloilta huuhtoutuu savipeltoja enemmän sekä fosfori- että typpiravinteita. Erot huuhtoutumisissa ovat erityisen suuria kesällä. Typpihuuhtoutumia lisännee ainakin se, että runsaasti typpeä sisältävän turpeen hajoaminen voimistuu kuivatuksesta johtuen. Ilmiö esiintyy myös turvetuotantosoilla (Sallantaus 1986). Turpeen fosforinpidätyskyky vaihtelee turpeen laadusta riippuen huomattavasti. Turvemaapelloilla fosforilannoitteiden huuhtoutumisriski on hyvin suuri (ks. Sallantaus 1986 s. 106).

Kohosen (1982) savipellolta mittaamia hydrologisesti normaalia kesää edustavia huuhtoutuma-arvoja käyttäen saatu arvio kesäajan kuormituksesta on huomattavasti pienempi kuin arvio, jossa turvepeltojen osuus on laskettu R. Heikkilän ja R. Huhtan em. kirjallisessa lausunnossa esittämiin huuhtoutumatietoihin perustuen (taulukko 2). Turvepeltojen huuhtoutumia arvioitaessa on käytetty nurmipeltokoealoilta mitattujen ja ohranviljelyssä olleiden alojen kuormituslukujen keskiarvoa. Pääosa Kiiminkijokialueen pelloista on nurmiviljelyssä.

Taulukko 2. Arvio Kiiminkijoen vesistöalueen peltojen aiheuttamasta fosfori- ja typpikuormituksesta kesäaikana Kohosen (1982) esittämien kuormitusarvojen mukaan (K) ja vastaava arvio, jossa turvepeltojen aiheuttama kuormitus on laskettu R. Heikkilän ja R. Huhtan kirjall. laus. 4.2.1987 mukaan sekä muiden peltojen aiheuttama kuormitus Kohosen (emt.) mukaan (KT).

	Pelto (ha)	Fosfori (kg P/d)	Typpi (kg N/d)
Kivarinjärven luusu- an yläpuolinen alue			
K	826	0,046	0,27
KT	826	0,89	12,4
Kiiminkijoki välillä Kivarinjärvi - Joki- Kokko			
K	3486	0,20	1,14
KT	3486	4,8	67,1
Nuorittajoki			
K	1233	0,069	0,403
KT	1233	2,0	28,0
Kiiminkijoki Nuoritta- joen yhtymäkohdan ala- puolella			
K	3472	0,194	1,14
KT	3472	3,75	52,1
Kiiminkijoen vesistö- alue			
K	9017	0,50	2,95
KT	9017	11,5	159,5

Taulukossa 2 esitetyt hehtaarimäärät on saatu arvioimalla Maatilahallituksen maatilarekisterin perusteella peruskartoilta mitatuista pellohehtaarimäärästä viljelyksessä olevien peltojen osuudet. Laskentaperustana käytetty turvepeltojen osuus muista pelloista, jotka ovat suurimmaksi osaksi kivennäismailla, on saatu Kurjen (1982) esittämien kuntakohtaisten tietojen perusteella.

Taulukossa 2 esitetyt huomattavasti toisistaan poikkeavat huuhtoutuma-arvot osoittavat, että peltojen aiheuttamasta kuormituksesta tiedetään aivan liian vähän. Peltojen aiheuttamaa kuormitusta tulisi tutkia myös Pohjois-Suomelle tyypillisiä maalajeja edustavilta koealueilta. Tutkimuksia tulisi tehdä myös Pohjois-Suomessa, jossa viljelyolosuhteet ja viljeltyvät kasvit ovat suuressa määrin erilaisia kuin Etelä-Suomessa.

Taulukosta 3 nähdään, että turvetuotanto kuormittaa eniten Nuorittajokea. Kiiminkijoen alajuoksulla on tällä hetkellä lähes koko suunniteltu tuotantoala jo tuotannossa. Nuorittajoen valuma-alueella ja sen yhtymäkohdan yläpuolella on suuri määrä potentiaalisia turvetuotantosoiita.

Taulukko 3. Arvio v. 1986 turvetuotantoa varten kunnostettavana, tuotantokunnossa ja tuotannossa olleiden soiden aiheuttamasta fosfori- ja typpikuormituksesta.

	Fosfori kg/d	Typpi kg/d
Kivarinjärven luusuan yläpuolinen alue	0	0
Kiiminkijoki, Joki- Kokon yläpuolella	0,33-0,87	18-28
Nuorittajoki	0,72-2,2	18-47
Kiiminkijoki Nuorittajoen yhtymäkohdan alapuolella	0,30-0,95	8-21
Kiiminkijoen vesistöalue	1,35-4,0	44-96

Pienemmät kuormitusluvut taulukossa 3 edustavat tilanetta, jossa kiintoaine saadaan tehokkaasti poistetuksi vesiensuojelutoimenpitein. Suuremmat luvut ovat arvio siitä, mitä kuormitus voisi olla epäsuotuisissa olosuhteissa, jos kuormitusta ei saada vähennetyksi vesiensuojelutoimenpitein. Kuormitusarvot on laskettu Sallantauksen (1986) esittämiin pitoisuus- ja kuormitustietoihin ja Puolasjärven Räiskinsuon tuotantoalueen valuma-arvoihin perustuen. Voitaneen otaksua, että todellinen kuormitus on kesällä 1986 ollut esitettyjen kuormituslukujen sisällä.

4. JOKIUOMIEN TILASTA JA RAVINNEKUORMITUKSEN VAIKUTUKSESTA SIIHEN

Tärkeimpiä joen perustuotantoon vaikuttavia tekijöitä ovat valo, lämpötila, virtausnopeus, veden viipymä, kasvinravinteet, leväyhteisöjen koostumus ja fysiologinen tila sekä herbivorien aiheuttama kulutus. Virtausnopeudella ja virtaamien suuruudella sekä niiden vaihtelulla on hyvin voimakas vaikutus joen koko eliömaailmaan ja sen kehitykseen. Matalissa nopeasti virtaavissa joissa pohjalevät ja sammat muodostavat usein suurimman osan joen pohjan perustuottajista. Nopeasti virtaavissa joissa veden mukana kulkeutuu lähes yksinomaan pohjasta veden mukaan tempautuneita leviä. Joen suuretessa ja

virtausnopeuden pienentyessä makrofyyttien merkitys kasvaa. Viipymän kasvaessa vedessä planktisesti kasvavien levien osuus suurenee.

Kiiminkijoen virtausnopeus on suvantojaksoissa vähän veden aikana hidas. Viipymä on tällöin riittävän pitkä planktisesti kasvavan leväbiomassan kehittymiselle (Hynninen 1987). Pohjalevillä, sammalilla ja putkilokasveilla on kuitenkin keskeinen merkitys perustuottajina.

Veden virtaus edistää sekä hengitystä että ravinteiden ottoa. Näin ollen virtaus vaikuttaa eutrofoivasti. Kun virtausnopeutta suurennetaan, perustuotanto kasvaa tiettyyn rajaan saakka. Myös ravinnepitoisuus säätelee pohjalevien ravinteidenottoa. Horner ja Welch (1981) ovat todenneet, että pohjalevien akkumulaatio lisääntyi kun fosfaattifosforipitoisuus kasvoi. Vedessä tuli kuitenkin olla tietty vähimmäispitoisuus fosforia $40 - 50 \mu\text{g l}^{-1}$, jotta akkumulaatio pysyi voimakkaana ja lisääntyi, kun virtausnopeus kasvoi 50 cm s^{-1} nopeuteen saakka. Tätä suuremmilla virtausnopeuksilla yhä suurempi osa pohjalevästä irtosi alustalta. Todettu ilmiö näyttäisi viittaavan siihen, että fosforikuormituksen suureneminen on haitallista, vaikka pitoisuudet olisivatkin jo kohonneet suhteellisen korkeiksi. Vastaava ilmiö koskenee myös typpiravinteita. Tutkituissa jokiuomissa fosfaattifosforipitoisuudet ovat huomattavasti pienempiä kuin Hornerin ja Welchin (emt) tutkimuksessa havaittu vähimmäisarvo levien jatkuvalle voimakkaalle akkumulaatiolle. Fosfori- ja typpipitoisuuksista saa käsityksen taulukon 4 perusteella.

Taulukko 4. Epäorgaanisten fosfori- ja typpiravinteiden sekä kokonaistypen ja -fosforin keski-, minimi- ja maksimiarvot eräillä Kiiminkijoen vesistön havaintopaikoilla ($\mu\text{g l}^{-1}$).

	Kiiminkijoki Joki-Kokko				Nuorittajoen alajuoksu				Kiiminkijoki Haukipudas			
	\bar{X}	Min	Max	n	\bar{X}	Min	Max	n	\bar{X}	Min	Max	n
$\text{NO}_2 + \text{NO}_3 + \text{NH}_4 - \text{N}$	22	0	119	33-36	19	1	54	13-14	20	4,0	83	8-10
$\text{PO}_4 - \text{P}$	4	1	13	77	12	6	12	13	6	4	8	11
Kok. P	27	14	47	77	56	31	231	14	29	21	36	11
Kok. N	420	240	610	34	430	260	660	14	530	350	450	10

Hynnisen ja Koskisen (1987) mukaan Kiiminkijoen suussa Haukiputaalla epäorgaanisten typpi- ja fosforiyhdisteiden suhde osoitti yleensä tyypeä ns. minimiravinteeksi. Kokonaistypen suhde kokonaisfosforiin osoitti usein verrattain selvästi fosforia minimiteki-jäksi. Typen suhde fosforiin ja vedessä esiintyvät pitoisuudet viittaavat siihen, että molempien ravinteiden lisäyksellä on keskeinen merkitys tutkittuja jokiuomia rehevöittävänä tekijänä. Kasvinravinteilla on merkitystä levien kasvua rajoittavina tekijöinä erityisesti vähän veden aikana kesäisin. Pienimmät epäorgaanisten ravinteiden pitoisuudet on todettu pitkään jatkuneen kuivakauden loppupuolella.

Jokiuomien veden väri on voimakkaan ruskea. Kiiminkijoen värilukujen vuosikeskiarvot olivat vuosina 1983 - 85 eri havaintopaikoilla 120 - 150 mg Pt/l. Nuorittajoen veden värin vuosikeskiarvot olivat eri havaintopaikoilla 180 - 200 mg Pt/l. Valon puutteesta johtuen pohjalevästö puuttuu molempien jokien suvantojen syvistä osista.

Kiiminkijossa on todettu ajoittain verrattain voimakastakin pohjaleväkasvua. Perifytonlevyjen a-klorofyllipitoisuudet vaihtelivat kesällä 1985 pääuomassa välillä 0,8 - 8,5 mg/m². Jokiveden a-klorofyllipitoisuuksien aritmeettiset keskiarvot olivat kesällä 1985 seuraavat (Hynninen ja Koskinen 1987):

- Nuorittajoki, 10,2, s 2,84, vaihteluväli 5,4-17,1, n 21
keskiarvo
- Kiiminkijoki Nuorittajoen yhtymäkohdan yläpuolella (Joki-Kokko) 6,7, s 2,75, vaihteluväli 3,4-13,9, n 22

a-klorofyllipitoisuudet ovat olleet eutrofisissa järvissä tavattavaa suuruusluokkaa. Tulosten tulokinnassa on kuitenkin otettava huomioon, että Kiiminkijoen leväbiomassat sisältävät suhteellisen runsaasti kasvipigmenttejä (Hynninen 1978). a-klorofyllipitoisuuksien perusteella voidaan kuitenkin todeta, että vesistöissä on tapahtunut rehevöitymistä.

Turvetuotantoalueilta vesistöön tulevalle kuormitukselle on tyypillistä sykäyksellisyys (Sallantaus 1986). Myös pelloilta tulevan kuormituksen määrä vaihtelee voimakkaasti (Kohonen 1982). Kuormitus on usein normaalinä kesänä pääosan ajasta kesän keskimääräistä kuormitusta pienempi. Ilmiö näkyy myös Saaren (1986) tutkimuksessa, jossa on arvioitu kahdella Kiiminkijoen ja yhdellä Nuorittajoen jokiosuudella huuhtoutumien suuruutta kesäaikana. Laskelmien perustana on käytetty lukuisia samoista vesimassoista jokiosuuksien ylä- ja alaosissa tehtyjä pitoisuusmittauksia ja joen fosforimallia.

Eräät alustavat havainnot pohjalevien kasvusta keino-
tekoisilla alustoilla (Oulun vesi- ja ympäristöpiirin
julkaisematon aineisto) näyttäisivät tukevan oletta-
musta, että turvetuotannon aiheuttamat lyhytaikaiset
kuormitushuiput eivät aiheuttaisi heti purkukohdan ala-
puolella joessa pohjalevien kasvun voimistumista.
Kohonnut ravinnepitoisuus ei vaikuta riittävän pitkää
aikaa, jotta perustuotanto ehtisi voimistua. Alempana
joessa mm. dispersio (ks. Saari 1986) ja jokivarren
muut kuormituslähteet tasoittavat kuitenkin pitoisuus-
vaihtelua, mikä edistää ravinteiden hyväksikäyttöä.
Kasveilla on pienten virtaamien vallitessa myös runsaas-
ti aikaa sitoa ravinteita. Esim. keskialivirtaamalla
(taulukko 1) vesimassa ehtii Nuorittajoen keskijuok-
sulla olevilta turvetuotantoalueilta kuukaudessa Kii-
minkijokeen. Siitä menee edelleen aikaa kaksi viikkoa
ennenkuin ko. vesimassan pääosa on joen edustalla
Perämerellä. Viisi kertaa suuremmilla virtaamilla
aikaa kuluu samalla matkalla mereen noin kuukausi.
Viipymäarviot perustuvat jokiuomista tehtyihin mittauk-
siin (ks. Saari emt.). Mahdollisesti osa ravinteista
muokkautuu kasveille käyttökelpoiseen muotoon vasta
niiden kulkeutuessa veden mukana alajuoksua kohti.
Eo. perusteella voitaneen olettaa, että sykäyksellises-
ti tuleva ravinnekuormitus tulee jokiuomissa verrattain
tehokkaasti sidotuksi perustuotantoon ainakin pienten
virtaamien vallitessa. Näin ollen vesistövaikutuksia
arvioitaessa on lähtökohtina syytä käyttää vesistöön
tulevaa kokonaiskuormitusta. Turvetuotantosoiden aiheut-
tama kesäajan keskimääräinen kuormitus lisää laskennal-
lisesti selvästi jokivesien fosforipitoisuutta pienten
virtaamien aikana (Saari emt.). Sama todettiin myös typ-
pikuormituksesta verrattaessa sitä joen typpivirtaamiin.
Peltoviljelyn aiheuttama kuormitus näyttäisi myös lisää-
vän merkittävästi tutkittujen vesien fosfori- ja typpi-
pitoisuuksia.

Suuren virtaaman vallitessa viipymä on lyhyt. Runsaas-
ta valunnasta johtuen vesistöön tulee tällöin myös run-
saasti hajakuormitusta. Virtaava vesimäärä jokiuoman
pinta-alaa kohti on huomattavasti suurempi kuin ali-
virtaaman vallitessa. Tällöin levät ja korkeammat
kasvit ehtivät sitoa suhteellisesti kuivakausia pie-
nemmän osan vedessä olevista käyttökelpoisista ravin-
teista. Tämä on ehkä selvimmin nähtävissä Kiiminki-
joessa ja Nuorittajoessa normaalia huomattavasti
sateisempina kesinä 1974 ja 1981. Leville käyttökelpoi-
sessa muodossa olevia ravinteita oli tuolloin kai-
killa havaintopaikoilla jokisuulle saakka normaalia
runsaammin (Hynninen 1973, Vesi- ja ympäristöhallituk-
sen vedenlaaturekisterin julkaisemattomat tiedot).

KIRJALLISUUS:

- Huhta, H. Huuhtoutumistutkimukset Maatalouden tutkimuskeskuksen Karjalan tutkimusasemalla. Helsinki, 4 s. Maatalouden vesiensuojelututkimuksen nykytila -seminaari 30.1.1986.
- Horner, R.R. and Welch, E.B. 1981. Stream periphyton development in relation to current velocity and nutrients. Can: J. Fish. Aquatic sci. 38, p. 449-457.
- Hynninen, P. 1978. Kasviplanktonin biomassan, lajiston, tuotannon ja kasvipigmenttien sekä kasviplanktoniin vaikuttavien ekologisten tekijöiden vuodenaikaisvaihtelusta Kiiminkijoen vesistössä. Oulu, Oulun yliopisto. 207 s. Fil. lis. tutkielma, Kasvitieteen laitos.
- Hynninen, P. 1987. Kasviplanktonista Kiiminkijoen Oulu, Oulun yliopisto. Esitelmä Kiiminkijoen vesitutkimuspäivillä 23.-24.3.1987 Oulussa. Moniste.
- Hynninen, P. ja Koskinen, M. 1987. Kiiminkijoen vesistön jokiuomien tila. Helsinki. Vesi- ja ympäristöhallitus. 51 s. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 1987:24 (painossa). ISBN 951-46-9653-0.
- Kauppi, L. 1979. Phosphorus and nitrogen input from rural population, agriculture and forest fertilization to watercourses. Helsinki, Vesihallitus. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 34. ISBN 951-46-4609-6.
- Kohonen, T. 1982. Influence of sampling frequency on the estimates of runoff water quality. Helsinki. Vesihallitus. 30 s. Vesitutkimuslaitoksen julkaisuja 27. ISBN 951-46-3690-2.
- Kurki, M. 1979. Suomen peltojen viljavuuden kehityksestä. Helsinki. 41 s. Viljavuuspalvelu Oy.
- Saari, P. 1986. Vedenlaatumallien käyttö virtaavassa vedessä - sovellutuskohteena Kiiminkijoki. Helsinki, Vesihallitus. 139 s. Vesihallituksen monistesarja 1986:393. ISBN 951-46-8965-8.
- Sallantaus, T. 1986. Soiden metsä- ja turvetalouden vesistövaikutukset - kirjallisuuskatsaus. Helsinki. Maa- ja metsätalousministeriö. 203 s. Luonnonvarajulkaisuja 11.
- Vesihallitus 1983. Hydrologinen vuosikirja 1980. Helsinki. 174 s. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 53. ISBN 951-46-7492-8.

VANTAANJOEN VESISTÖN HAJAKUORMITUSSELVITYS

Selvityksen tarkoitus

Vantaanjoen vesistön suurin likaaja on kauan ollut pistemäinen jätevesikuormitus. Jätevesikuormituksen osuus on pitkäjänteisin vesiensuojelutoimenpitein vähentynyt murto-osaan 1970-luvun alkupuolen pahimpaan kauteen verrattuna. Hajakuormituksen haitallisuus ja merkittävä osuus vesistön kuormittajana on samalla tullut esille entistä korostetummin. Yksityiskohtaisen käsityksen saamiseksi nykytilanteesta laadittiin Vantaanjoen vesistön hajakuormitusselvitys, joka valmistui keväällä 1986 vesiensuojeluyhdistyksen julkaisuna nro 20.

Hajakuormitusselvityksessä on tarkasteltu kuormituksen määrää ja laatua sekä tilannetta eri kuntien alueilla. Erityistä huomiota on kiinnitetty haja-asutuksesta ja maataloudesta aiheutuvan kuormituksen vähentämismahdollisuuksiin tarkastelemalla mm. käynnissä olevan tutkimustoiminnan tuloksia ja nykyvaihetta.

Selvitystyö perustuu kunnille lähetetyn tiedustelun tuloksiin ja yleisiin tilastoihin sekä kirjallisuuslähteisiin. Käytännön tasolla on ongelmia tarkasteltu Tuusulan osalta.

Kunnat ovat keskeisessä asemassa pyrittäessä vähentämään hajakuormitusta. Alustavasti on laadittu yhtenäiset suositukset vesiensuojelun kehittämiseksi kuntatasolla.

Selvitystyössä on sivuttu myös yleisiä kehittämistarpeita, sillä hajakuormituksen vähentämiseksi käytössä olevia menetelmiä ei vielä voi pitää riittävinä. Vantaanjoen vesistöaluetta olisi perusteltua käyttää esimerkkialueena, jossa tehokkaampia menetelmiä kokeiltaisiin käytännössä. Selvitystyön toivotaan palvelevan myös tätä päämäärää, josta vastuu kuuluu pääosin vesihallinnolle.

Selvityksen organisointi

Selvityksen tekemistä ohjaamaan vesiensuojeluyhdistys asetti projektiryhmän. Yhdistyksen jäsenistön lisäksi ryhmään kuului edustajia Helsingin vesipiirin vesitoimistosta ja vesihallituksesta. Selvityksen laati vesistösuunnittelija Mauri Pekkarinen, joka oli yhdistyksen palveluksessa työn edellyttämän ajan. Selvitys tehtiin yhdistyksen jäsenkuntien sekä Helsingin seutakaavaliiton rahoittamana ja myötävaikutuksella. Selvityksen tekeminen kesti noin vuoden pituisen jakson.

Vesistökuormituksen jakautuminen

Ihmisen toiminta on lisännyt merkittävästi Vantaanjoen vesistön kuormitusta. Suuntaa-antavan arvion mukaan on nykyinen fosforikuormitus noin kuusinkertainen ja typpikuormitus noin nelinkertainen luonnontilaan verrattuna.

Vantaanjoen vesistöä kuormittavat eniten maatalous, yhdyskuntien puhdistetut jätevedet ja viemärimätön asutus. Suurin kuormittajaryhmä on peltoviljely, josta on peräisin noin kolmannes vesistöön vuosittain joutuvista fosfori- ja typpimääristä. Fosforin osalta ovat puhdistetut jätevedet ja viemärimätön asutus lähes samansuuruisia kuormittajia.

Vantaanjoen vesistön vuotuisen fosfori- ja typpikuormituksen prosentuaalinen jakauma eri kuormituslähteiden kesken on seuraava:

Kuormituslähde	fosfori	typpi
Puhdistetu jätevedet	16	21,5
Jätevesien ohijuoksutukset + hulevedet	9	3
Viemärimätön asutus	18	4
Karjatalous	4	3,5
Peltoviljely	32	35
Metsätalous	1	1
Luonnonhuuhtoutuma ja laskeuma	16,5	28
Muut	3,5	4
	100 %	100 %

Oikean kokonaiskuvan saamiseksi on tarkasteltu kuormitusta myös vuoden eri aikoina. Hajakuormitus kohdistuu koko vesistöalueelle ja painottuu kevään sulamiskauteen sekä syksyn satteisiin jaksoihin. Puhdistettujen jätevesien aiheuttama kuormitus sen sijaan on suhteellisen tasainen kautta vuoden ja kohdistuu täällä vain jokiin. Jätevesien vaikutukset ovat suurimmillaan kesäisin, jolloin jokien virtaamat ovat alimmillaan. Ainemääriä vertailemalla päädyttiin arvioon, jonka mukaan Vantaanjoen kesällä kuljettamasta fosforimäärästä noin 40 % ja typpimäärästä noin puolet on peräisin jätevesistä. Eri-tyyppisen selvästi jätevesien vaikutukset näkyvät jokivesien hygieenisen laadun heikkenemisenä.

Viemäroinnin ulkopuolella oleva asutus

Noin 45.000 asukasta on vesistöalueella vielä yleisten viemäriverkkojen ulkopuolella. Viemäriverkkoja laajentamalla määrän arvioidaan alenevan vuoteen 2010 mennessä noin 25.000:een. Tästä määrästä noin 60 % asuisi Nurmijärvellä ja Tuusulassa.

Vielä nykyään haja-asutuksen jätevesien käsittely perustuu pääasiallisesti heikkotehoisiin saostuskaivoihin. Eräissä kun-

nissa pelkkiä saostuskaivoja ei kuitenkaan enää uusissa rakennuksissa hyväksytä. Erityisesti Vihdissä on siirrytty laajamittaisesti soveltamaan jätevesien maaperäkäsittelyä. Eräissä kunnissa on viemäriverkon ulkopuolella käymälävedet vaadittu yleisesti johdettavaksi umpisäiliöön sekä taajamissa että haja-asutusalueella.

Käytäntö vesistöalueen kunnissa pitäisi yhtenäistää siten, että maahanimeytyksestä ja maasuodatuksista tulisi tärkein käsittelymenetelmä haja-asutusalueilla. Tämä edellyttää, että vesiviranomaiset laativat näille menetelmille yksityiskohtaiset ohjeet.

Kuntien pitäisi kartoittaa haja-asutusalueiden vesihuolto-ongelmat ja laatia suunnitelmat ongelmien ratkaisemiseksi. Samassa yhteydessä olisi sovittava eri lautakuntien välisestä käytännön vastuunjaosta ja yhteistyöstä. Kiinteistökohtaisten jätevedenkäsittelylaitteiden valvontaa ja käytönohjausta varten olisi kuntien muodostettava mielellään ATK-pohjaiset tiedostot. Niihin tallennettaisiin mm. tiedot laitteiden käyttöönotosta ja mitoituksista sekä suoritetuista tarkastuksista.

Vanhojen asuinrakennusten saostuskaivot olisi asteittain täydennettävä maaperäkäsittelyllä, ellei viemäriverkkoon liittyminen ole mahdollista. Kuntien olisi tarpeen osallistua tarvittavaan suunnittelutyöhön. Edelleen olisi syytä harkita avustusten myöntämistä. Maaperäkäsittelyyn perustuvien puhdistuslaitteiden rakentamista on myös valvottava tarkoin ja opastettava laitteiden käytössä.

Maatalous

Peltoviljelyä harjoittavia tiloja on noin 1.800. Peltoalasta noin puolet ja tiloista 60 % sijaitsee Nurmijärvellä, Tuusulassa ja Hyvinkäällä. Pellot, joita on vesistöalueen pinta-alasta noin neljännes, ovat pääosin tehokkaassa viljanviljelyssä. Viljanviljely kuormittaa vesistöjä huomattavasti enemmän kuin eroosiolta suojaava nurmi.

Peltoviljelyn aiheuttamaa kuormitusta voidaan vähentää mm. viljelytekniikkaa kehittämällä ja eroosiosuojavyöhykkein. Savi- ja leväsamennusta vähentävät suojakasvustot ja -vyöhykkeet olisivat tärkeitä kaikkien vesistönosien rannoilla ja ainakin sellaisten valtaojien varsilla, joihin rajoittuu voimakkaasti viettäviä sekä tulva- ja eroosioherkkiä peltoja.

Eroosion ja huuhtoutumisen vaivaamat ranta-alueet olisi kartoitettava kunnittain. Kaavoitusviranomaisten olisi yleiskaavojen laatimis- ja tarkistustyön yhteydessä tarpeen ja mahdollisuuksien mukaan sisällytettävä kaavoihin suojavyöhykkeet ja -määräykset vesistöjen ja purojen varsille. Maatalouslautakuntien olisi harkittava tilakohtaisten vesiensuojeluneuvonnan järjestämistä sekä selvitettävä mahdollisuudet salaojitusten ja peruskalkitusten lisäämiseksi.

23.3.1987

vsyl.

Tuusulan kunnalle esitettiin pienimuotoista suojaväyhykekoekielua Rusutjärven alueella. Tällöin viljelijät voisivat omatoimisesti jättää esimerkiksi kapean nurmikaistaleen kaikkien valtaojien varsille. Suojaväyhykkeiden soveltaminen laajemmassa mitassa edellyttää samalla kiireellistä tutkimusta niiden tehokkuuden selvittämiseksi. Näiltä osin kehitystyö kuuluu keskeisesti vesihallinnolle.

Karjatalous kuormittaa vesistöä lantavesi- ja puristenestepäästöillä. Vesistöalueen noin 360 lypsykarjatilasta ja 60 sikatilasta yli puolet sijaitsee Nurmijärvellä, Hyvinkäällä ja Tuusulassa. Useimmilla tiloilla lantalat ja virtsakaivot ovat selvästi alimitoitettut tai puuttuvat jopa kokonaan.

Lantavesien ja puristenesteen pääsy vesistöön on estettävä. Kuntien viranomaisilla on keskeinen rooli suoranaisten vuotojen vähentämisessä mm. valvonnan ja neuvonnan keinoin. Keskimääräistä suuremmille tuotantoyksiköille on laadittava tilakohtaiset suunnitelmat ja kustannusarviot lantavarastojen laajentamiseksi. Uudet lantavarastot suositellaan mitoittettavaksi vähintään kahdeksan kuukauden varastointiajalle.

Muut kuormittajaryhmät

Vesistöalueella on kahdeksan kuntien ylläpitämää kaatopaikkaa. Viemäriverkon ulkopuolella on noin 35 koulua tai kurssikeskusta, kymmenkunta huoltoasemaa tai suurehkoa korjaamoa sekä noin 30 vähintään yli 10 työntekijän pienteollisuuslaitosta tai muuta yritystä. Lisäksi on useita kymmeniä muita pienkuormittajia, joihin kuuluu erilaisia laitoksia, kahviloita, koontumisaikkoja, leirikeskuksia jne. Vastuu näiden pienkuormittajien jätevesien käsittelyn valvonnasta kuuluu ensisijaisesti kunnille.

Toimenpidesuositukset Tuusulan kunnalle

Tuusulaa on kunnan omasta aloitteesta käytetty esimerkkinä haja-asutuksen, erityisesti pientaajamien osalta. Tuusulan väestöstä asuu noin 32 % (8.000 as.) asunnoissa, joiden vedenhankinta ja jätevesien käsittely on järjestetty kiinteistökohtaisesti.

Tuusulalle suositeltiin, että kuntaan laaditaan yksityiskohtainen kehittämissuunnitelma keskitetyn vesihuoltoverkon laajentamiseksi ja haja-asutusalueiden vesihuollon järjestämiseksi vuoteen 2010 mennessä. Suunnitelman perustaksi tarvitaan pientaajamissa ja kyläkeskuksissa tehtävä kiinteistökohtainen tarveselvitys, jossa kartoitetaan vesihuollon nykytilanne ja ongelmat sekä asukkaiden toivomukset. Työtä varten ehdotettiin palkattavaksi vesihuoltosuunnittelija.

Kyläkeskukset on vesiensuojelun kannalta suositeltavaa liittää keskitetyn vesihuollon piiriin. Viemäriverkon läheisyydessä olevat pienet pistekuormittajat ja muut kiinteistöt on tarpeen liittää nopeasti kunnan viemäriverkkoon.

Tuusulaa suositellaan lisäksi esimerkkikunnaksi, jossa testattaisiin maahanimeytystä, maasuodatusta ja kompostikäymälöitä. Koetoiminta voitaisiin järjestää yhteistyönä Tuusulan kunnan, Helsingin teknillisen korkeakoulun ja vesihallituksen kanssa.

LIITTEET

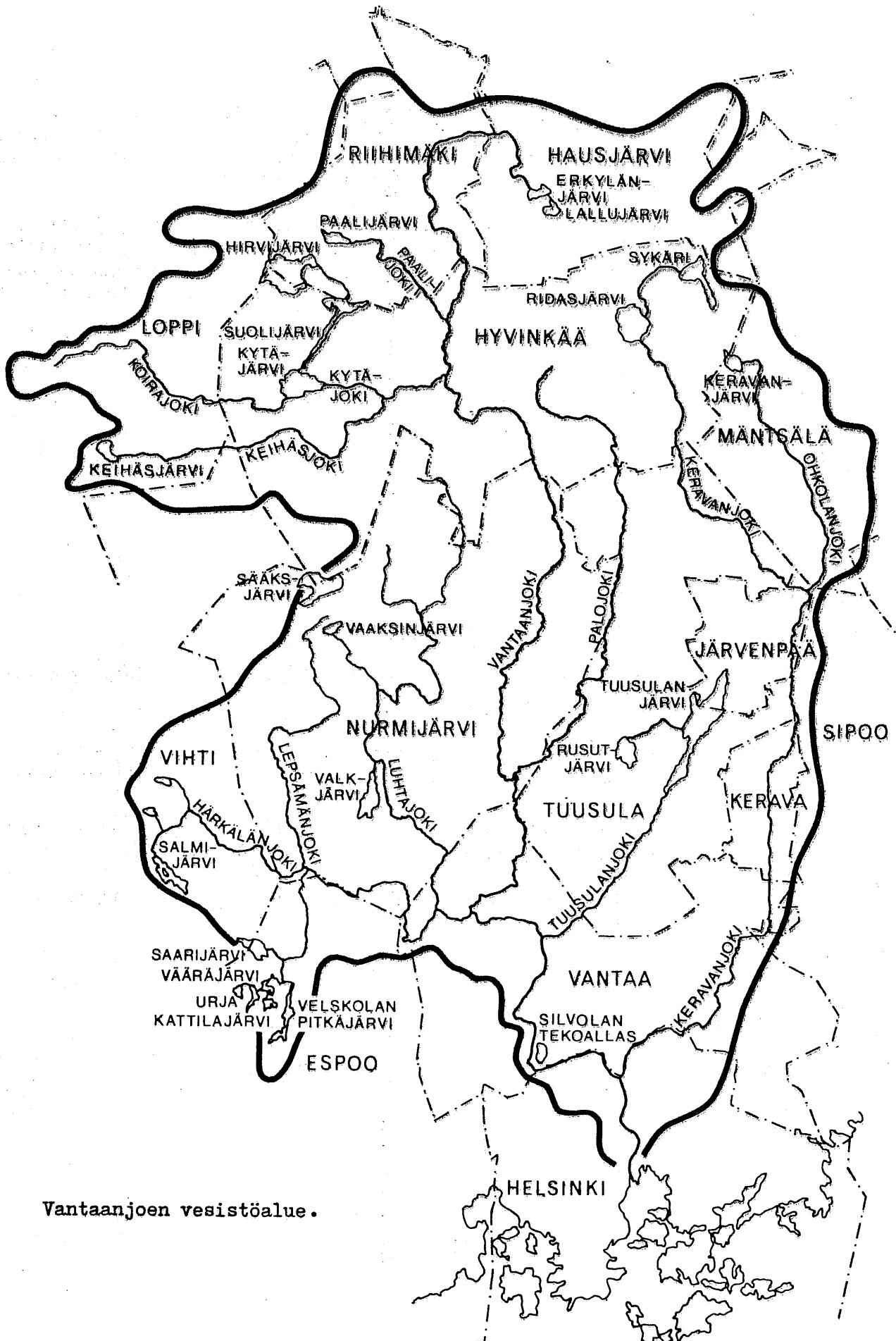
Vantaanjoen vesistöalue

Jätevedenpuhdistamot ja seudullinen viemärointi Vantaanjoen vesistöalueella 1985

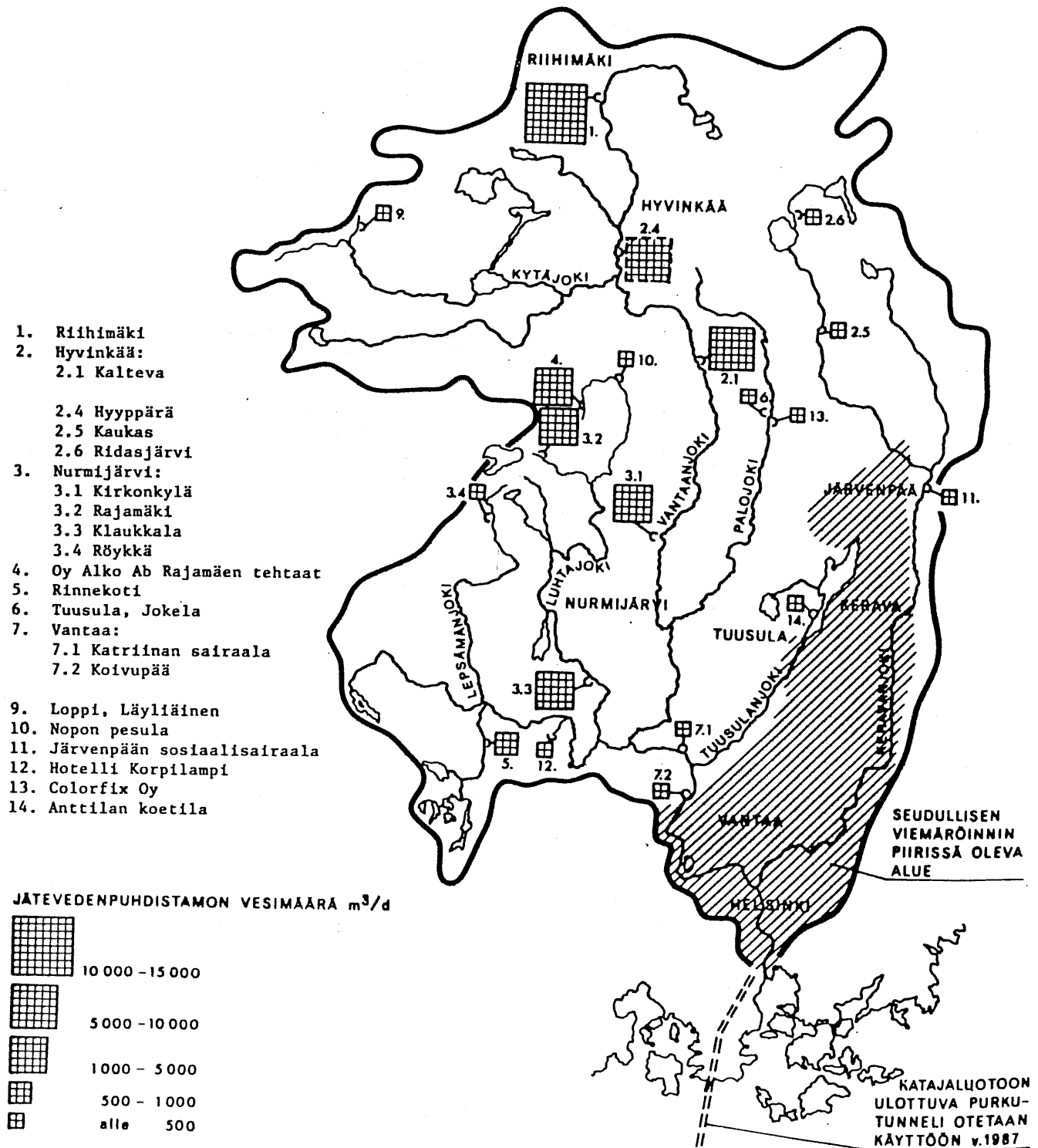
Arvio Vantaanjoen vesistön vuotuisen ravinnekuormituksen prosentuaalisesta jakautumisesta eri kuormituslähteiden kesken

Arvio viemäriverkkoon liittymättömien kiinteistöjen lukumäärästä Vantaanjoen vesistöalueella 1984

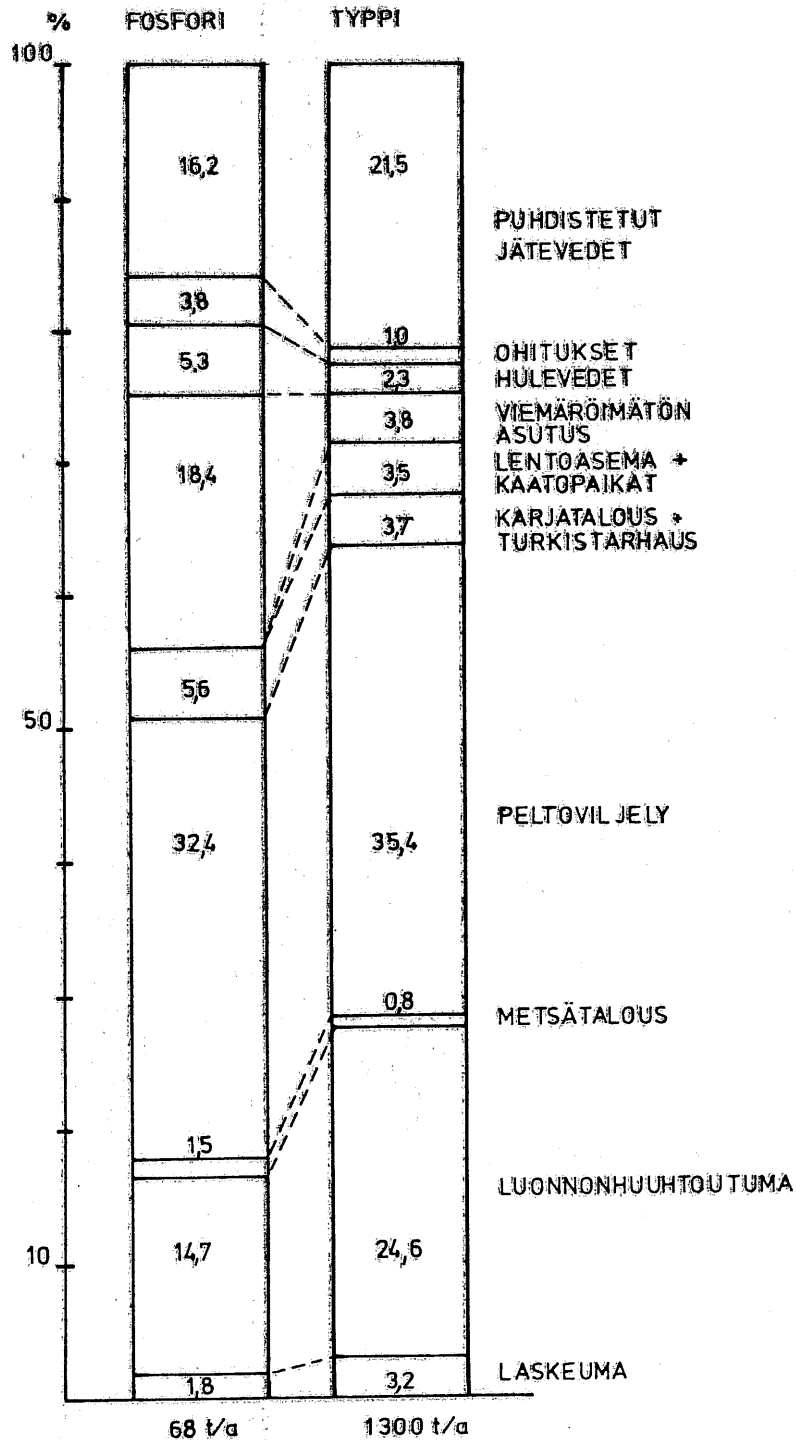
Peltoviljelyä harjoittavien tilojen määrä Vantaanjoen vesistöalueella



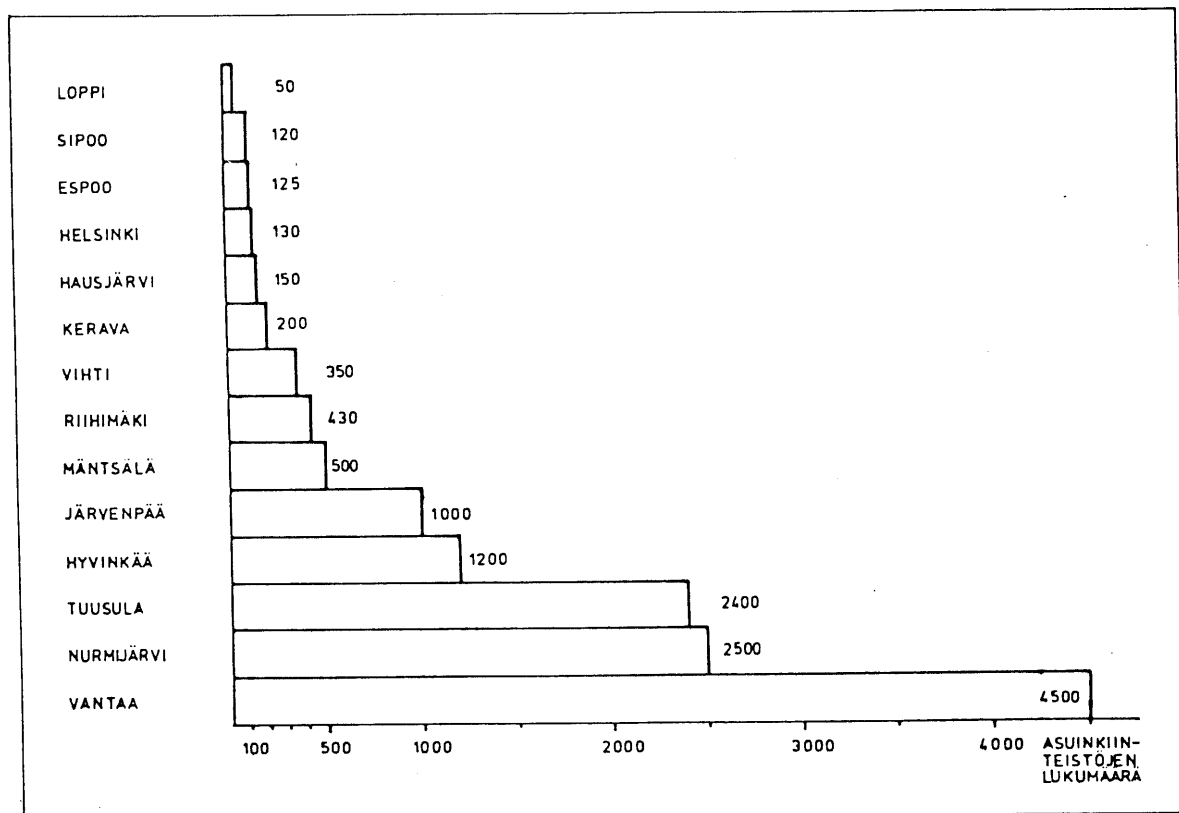
Vantaanjoen vesistöalue.



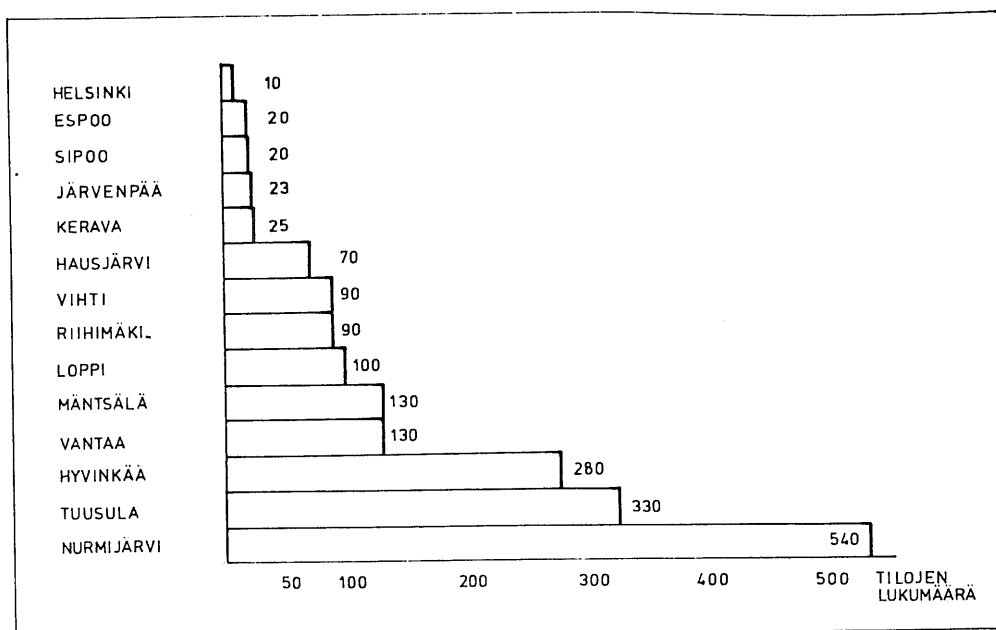
Jätevedenpuhdistamot ja seudullinen viemäröinti Vantaanjoen vesistössä vuonna 1985.



Vantaanjoen vesistön vuotuisen ravinnekuormituksen prosentuaalinen jakautuminen eri kuormituslähteiden kesken.



Arvio viemäriverkkoon liittymättömien asuinkiinteistöjen lukumäärästä Vantaanjoen vesistön valuma-alueella 1984.



Peltoviljelyä harjoittavien tilojen määrä Vantaanjoen vesistöalueella.

Esko Lakso

TURVETUOTANNON VESIENSUOJELUTEKNOLOGIAN KEHITTÄMINEN

1 TURVESOIDEN TUOTANTOALAN
LISÄÄNTYMINEN

Turvetuotannon kuormitustarkkailuraportin (Pohjois-Suomen Vesientutkimustoimisto 1987) mukaan vuoden 1986 lopussa Oulun vesi- ja ympäristöpiirin alueella oli yhteensä 150 turvesuota, joista tuotantoa oli 50 suolla. Näiden soiden yhteinen tuotantoala oli lähes 8 000 ha. Laajimmat tuotannossa olevat turvesuot ovat Pyhäjärven vesistöalueella oleva Piipsanneva (750 ha) ja Temmesjoen vesistöalueella oleva Pelsonsuo (500 ha). Siikajoen vesistöalueella on lukumääräisesti (14 kpl) ja yhteispinta-alan (lähes 2 500 ha) mukaan arvioituna eniten tuotannossa olevia turvesoita.

Huomattava osa tuotannon ulkopuolella olevista turvesoista sijaitsee Oulun vesi- ja ympäristöpiirin pohjoisosassa; Kuivaniemen, Pudasjärven ja Yli-Iin kunnissa. Nämä suot on päätetty ottaa turpeentuotantoon ja ne ovat yleensä turpeentuottajien omistuksessa. Osalle näistä soista on aloitettu kunnostus turvetuotantoa varten. Jotkut soista ovat valmiina tuotantoon.

Jyrsinturpeen tuotanto lisääntyy Oulun vesi- ja ympäristöpiirin alueella lähivuosina voimakkaasti. Jo päätettyjen hankkeiden; Haapaveden turvevoimalaitoksen, Kemira Oy:n Ammoniakkitehtaan ja Oulun kaupungin lämpövoimalaitoksen laajennuksen; yhteinen jyrsinturpeen tarve edellyttää noin 10 000 ha tuotantoalaa. Lisäksi Pudasjärvelle suunnitteilla oleva turvevoimalaitos tarvitsee 4 000-8 000 ha tuotantoalaa voimalaitoksen tehosta ja vuotuisesta käytöstä riippuen (Pohjois-Suomen Vesientutkimustoimisto 1986). Myös muualla Suomessa tulee turpeen käyttö lisääntymään, joskaan ei niin jyrkästi kuin Oulun vesi- ja ympäristöpiirin alueella.

2 TURVETUOTANNON VESISTÖVAIKUTUKSET

Turvesuot, sekä kunnostusvaiheessa että tuotantovaiheessa, vaikuttavat alapuolisen vesistön hydrologiaan ja veden laatuun. Vaikutukset veden laatuun ovat hydrologisia vaikutuksia merkittävämpiä. Turvetuotannon ympäristövaikutusten, lähinnä vesistövaikutusten, ottamiseksi huomioon jo turvesuon valinta- ja suunnitteluvaiheessa on tehty ja tekeillä alueellisia turvevarojen hyödyntämistä koskevia selvityksiä. Esimerkkinä voidaan mainita Pudasjärven seudun turvevarojen hyödyntämistä koskeva selvitys (Pohjois-Suomen Vesientutkimustoimisto 1986).

2.1 HYDROLOGISIA VAIKUTUKSIA

Valumien kasvu on voimakkainta luonnontilaisen suon kuivatusvaiheessa parina ensimmäisenä vuotena, kun suon pohjaveden pintaa alennetaan runsaasti. Ensimmäisenä ojituksen jälkeisenä vuotena valunnan kasvu on eri havaintojen mukaan 300-400 mm (Sallantaus 1983 sekä Selin ja Koskinen 1985).

Tuotannossa olevan suon pinta on tummahko, tasainen ja ilman kasvustoa. Keväällä lumet sulavat turvesoilta melko aikaisin. Keväällä sulamisvesien purkautuessa hetkelliset ylivalumat voivat olla erittäin korkeita, jopa yli $1\,000\text{ l s}^{-1}\text{ km}^{-2}$ (Sallantaus 1983).

2.2 VAIKUTUKSIA VEDEN LAATUUN

Sekä turvesuon kuivatusvaiheessa että tuotantovaiheessa vaikutukset veden laatuun ovat vaihdelleet laajoissa rajoissa (Sallantaus 1986 ja Pohjois-Suomen Vesientutkimustoimisto 1987). Valumavesien laatuun vaikuttavat mm. ojitettavan ja turvetuotannossa olevan maan laatu, ojen kaltevuus sekä säätila.

Pääosa turvesoilta tulevasta kuormituksesta kulkeutuu vesistöön valumahuippujen aikana. Runsasta vesimäärää on vaikea käsitellä. Toisaalta pääosan vuodesta turvesoiden valumat kuivatusvaiheen jälkeen, ovat melko pieniä, alle $5\text{ l s}^{-1}\text{ km}^{-2}$. Alivalumien aikaan turvesoilta valuvat vedet sisältävät runsaasti liuenneita ravinteita, mutta pienestä vesimäärästä johtuen tämän kuormituksen merkitys on vähäinen verrattuna vuotuiseen kokonaiskuormitukseen.

Nykyisen käsityksen mukaan kiintoaineen ja ravinteiden lisääntyminen luonnonhuuhtoutumaan verrattuna ovat haitallisimmat turvetuotannon vaikutukset alapuolisessa vesistössä. Oulun vesi- ja ympäristöpiirissä 1986 suoritettujen tarkkailujen mukaan tuotannossa olevalta suoalueelta tulee keskimäärin kymmenkertainen määrä fosforia ja viisinkertainen määrä typpeä luonnonhuuhtoutumaan verrattuna. Alueittaiset erot ovat suuria.

3 LASKEUTUSALTAIDEN MERKITYS TURVETUOTANNON VESISTÖKUORMI- TUSTEN VÄHENTÄMISESSÄ

Turvetuottajien, kauppa- ja teollisuusministeriön sekä vesiensuojeluviranomaisten yhteistyönä tutkittiin vuosina 1982-84 laskeutusaltaiden vaikutusta turvetuotantoalueiden vesistökuormitukseen. Tuotannossa mukana olleiden laskeutusaltaiden kiintoaineen pidätyskyky oli 30-44 %. Ravinteiden pidätyskyky oli heikko.

Tutkitut laskeutusaltaat olivat pinta-alaltaan yleensä liian suuria. Tutkimuksen mukaan yhden altaan valuma-alue tulisi olla enintään 50 ha.

Pienessä altaassa, jonka leveys on alle 15 m ja pituus vastaavasti alle 50 m, virtausolosuhteet ovat isoa allasta stabiilimpia. Leveässä altaassa oikovirtausten mahdollisuus kasvaa. Nykyistä kaivinkonekalustoa käytettäessä leveä allas, esim. 20 m levyinen, vaatii ison koneen puhdistusta varten. Tällöin altaan puhdistus tulee kyseeseen kerran vuodessa syksyllä. Kun liete on kauan altaassa, osa kiintoaineeseen sitoutuneista ravinteista liukenee takaisin veteen.

Mainitussa laskeutusallastutkimuksessa (Selin ja Koskinen 1985) tuli konkreettisesti esille laskeutusaltaan eroosion kuormitusta lisäävä vaikutus. Tutkimuksessa yhtenä esimerkkikohteena oli Evijärvellä sijaitseva Porrasneva. Tämä suo oli tutkimusaikana kuivatusvaiheessa. Laskeutusallas oli tehty lähes kokonaan hiesusaveen. Havaintojen mukaan laskeutusaltaasta lähtevä kuormitus oli sinne tulevaa kuormitusta suurempi. Kun ojien pituuskaltevuudet ovat liian suuria ojitettavan maan laatuun nähden, eroosio on merkittävä kuormitusta lisäävä tekijä. Suurimmat sallitut virtausnopeudet erilaisille maalajeille on esitetty esim. vesihallituksen (1986) julkaisemassa kirjassa Maankuivatuksen suunnittelu. Samassa kirjassa on tarkasteltu myös ojien luiskan kaltevuuksia maalajin ja kaivussyvyyden funktiona.

Vapo Oy on tutkinut pienten sarkaojien päihin tehtyjen poterojen käyttöä laskeutusaltaina. Mahdollisimman suuren osan kuormituksesta pidättäminen sarkaojiin on lupaava menetelmä turvesoilta tulevan kuormituksen pienentämisessä.

4 TURVETUOTANNON VESIENSUOJELU- TEKNOLOGIAN KEHITTÄMINEN

Turvetuotannon vesiensuojeluteknologian kehittämistutkimus on aloitettu kuluvana vuonna ja se on tarkoitettu kolmivuotiseksi projektiksi. Tutkimuksen tarkoituksena on kehittää menetelmiä, joiden avulla voidaan mahdollisimman tehokkaasti vähentää suolta tulevaa kuormitusta tuotannon ja kuntoonpanon eri vaiheissa. Tutkimus on turvetuottajien, vesiensuojeluviranomaisten sekä kauppa- ja teollisuusministeriön yhteisprojekti. Viimeksi mainittu rahoittaa pääosan tutkimuksista. Koejärjestelyt rakennetaan työvoimaministeriön varoilla sekä osin turvetuottajien toimesta.

Tähän projektiin kuuluvana kesällä 1987 on tarkoitus aloittaa seuraavat osatutkimukset:

- Kuormituksen pidättäminen sarkaojiin. Tässä yhteydessä selvitetään myös mahdollisuuksia tasata mahdollisimman pitkälle valuntahuippuja sarkaojiin.
- Pintavalutuksen käyttö kuormituksen pienentämiseksi. Tässä tutkimuksessa havainnoidaan jo käytössä olevia sekä kuntoonpanon yhteydessä rakennettavia valuntakenttiä. Valuntakenttiä on käytetty ja käytetään jossain määrin vieläkin pienehköjen asumajätevesimäärien sekä perunajauhotehtaan jätevesien käsittelyyn. Myös humusvesien pintavalutuksesta on käytettävissä joitakin havaintoja, jotka rohkaisevat tekemään lisätutkimuksia tämän menetelmän käyttökelpoisuudesta myös turvetuotannon valumavesien käsittelyssä.
- Laskeutusaltaan toimivuuden ja puhdistettavuuden parantaminen. Selvitetään laskeutusaltaiden rakenteiden parantamista, esim. altaaseen tulevan veden jakaminen altaan koko leveydelle, altaan poistojärjestelyt sekä ohitusmahdollisuudet. Toisaalta kehitetään menetelmiä altaiden lietteenpoistoon sekä testataan 2-3 kertaa kesässä tapahtuvan lietteenpoiston merkitystä kuormituksen pienentämiseksi. Altain puhdistus saattaa onnistua nykyistä paremmin kaivinkoneen kauhaan yhdistetyillä imuruoppauspumpuilla.
- Suodatuksen käyttö valumavesien puhdistuksessa. Tässä tutkimuksessa selvitetään erilaisten suodattimien käyttömahdollisuuksia kuormituksen vähentämisessä. Tällaisia suodattimia ovat esim. raakaturpeesta rakennetut turvepetit, jotka pidättävät kuormitusta. Turvepetin alla on salaojitus karkeassa hiekassa. Kun turvepeti alkaa tukkeutua tai sen puhdistuskyky loppuu, se vaihdetaan.

Myöhemmin tässä projektissa on tarkoitus tutkia laskeutuksen tehostamista kemikalointia, lähinnä kalkkia, käyttäen. Kemikalin syöttö vaatii sähkövirran, jonka johtaminen pienehköille syrjäisille turvekentillä voi olla kallis toimenpide. Lisäksi kemikalin syöttö vaatii lähes päivittäisen valvonnan ja huollon.

Allasprojektissa todettiin, että lumen sulamisvedet on tarkoituksenmukaista johtaa laskeutusaltaiden ohi, koska tällöin valumat ovat suuria ja laskeutusaltaat vielä osittain jäässä. Suuret virtaamat osittain jäässä olevien altaiden läpi aiheuttavat eroosiota sekä myöhäissyksyn ja talven aikana altaisiin laskeutuneen lietteen huuhtoutumista pois (Selin ja Koskinen 1985). Nyt käynnistyneen projektin yhteydessä on tarkoitus hankkia lisätietoa kevättulvan aikaisesta turvesoilta tulevasta vesistökuormituksesta.

Kiintoainekuormituksen lisäksi tutkittavilla menetelmillä on tarkoitus pienentää myös turvesoilta tulevaa ravinnekuormitusta. Teoreettisten perusteiden ja käytettävissä olevien ennakkotutkimusten mukaan ainakin pintavalutuksella, suodatuksella ja kemikaloinnilla voidaan alentaa valumavesien ravinnepitoisuutta, myös liuenneiden ravinteiden määrää. Toisaalta huomattava osa vesistöön tulevasta kuormituksesta kulkeutuu kiintoaineen mukana, joten kiintoaineen tehokkaalla pidättämisellä sarkaojiin ja laskeutusaltaisiin pienennetään samalla myös muita kuormitustekijöitä.

Eri käsittelymenetelmien antaman puhdistustehon lisäksi selvitetään myös eri menetelmien aiheuttamat kustannukset sekä toteutuskustannukset että käyttökustannukset. Vesiensuojelutoimenpiteet ovat oleellinen osa turvetuotannon kokonaiskustannuksia. Siten ne ovat merkittävä tekijä turvesoiden valinnassa.

KIRJALLISUUS

- Pohjois-Suomen Vesientutkimustoimisto. 1987. Oulun vesi- ja ympäristöpiirin alueen turvesoiden hoito-, käyttö- ja kuormitustarkkailu. Yhteenvetoraportti v. 1986. 17 s.
- Pohjois-Suomen Vesientutkimustoimisto. 1986. Pudasjärven seudun turvevarojen hyödyntämistä koskeva selvitys. Väli­raportti osa I. 51 s.
- Sallantaus, T. 1983. Turvetuotannon vesistökuormitus. Pro gradutyö. Helsingin yliopisto, limnologian laitos. Julk: Kauppa- ja teollisuusministeriö, energiaosasto. Sarja D 29. 122 s.
- Sallantaus, T. Soiden metsä- ja turvetalouden vesistövaikutukset - kirjallisuuskatsaus. 1986. Julk: Maa- ja metsätalousministeriö. Luonnonvarajulkaisuja 11. 203 s.
- Selin, P. ja Koskinen, K. 1985. Laskeutusaltaiden vaikutus turvetuotantoalueiden vesistökuormitukseen. Vesihallituksen tiedotus 262. 112 s.
- Vesihallitus. 1986. Maankuivatuksen suunnittelu. Vesihallituksen tiedotus 278. 241 s.

FL Pirkko Selin

Oulun vesistötutkimuspäivät 7. - 8.4.1987

VESIENSUOJELU TURVETUOTTAJAN NÄKÖKULMASTA

1 JOHDANTO

Teollinen turvetuotanto Suomessa on alkanut jo 1800-luvun lopulla. Tällöin nostettiin palapolttoturvetta ja myöhemmin myös kuiviketurvettä eli turvepehkuu. Kasvuturve tuli markkinoille 1960-luvun alussa. Polttoturvetuotanto voimistui Suomessa 1970-luvun alkupuoliskolla, kun eduskunta asetti tuotanto tavoitteeksi ensin 10 milj. m³ ja myöhemmin öljykriisin puhjettua 20 milj. m³.

Nykyinen turvetuotantoteknologia poikkeaa huomattavasti aikaisemmin käytetyistä menetelmistä. Tuotantoalueet ovat yksikköinä suurempia kokonaisuuksia ja teollista tuotantotoimintaa harjoitetaan tätä tarkoitusta varten suunnitelluilla koneilla. Varsinaisia turvetuottajia on Suomessa noin 30 sekä lisäksi kymmeniä palaturpeen nostoa harjoittavia maanviljelijöitä.

Suomen kokonaispinta-alasta noin 1/3 eli yli 10 milj. ha on suota. Yli puolet eli 5,6 milj. ha tästä pinta-alasta on tällä hetkellä metsätaloustaloudessa, luonnontilassa on 3,6 milj. ha. Turvetuotantoa varten on varattuna noin 0,1 milj. ha.

Turvetuotantoon soveltuvan suon täytyy olla keskimäärin yli kaksi metriä syvä, mahdollisimman yhtenäinen esiintymä, jonka turve ominaisuuksiltaan täyttää joko poltto- tai kasvuturpeen laatuvaatimukset. Suon on myös sijaittava kohtuullisen matkan päässä käyttökohteistaan.

1970-luvulla turvetuotantosoiden kunnostus rinnastettiin vielä sekä tuottaja- että viranomaispuolella muihin suon hyötykäyttömuotoihin, eikä erillisiä vesiensuojelurakenteita tai niitä koskevia ohjeita ollut olemassa. Ensimmäiset vesiviranomaisten antamat ohjeet valmistuivat vasta 1983 vesihallituksen antaessa organisaatiolleen valvontaohjeen. Siinä esitettiin yksityiskohtaisia rakenneratkaisuja sekä annettiin menettelytapaohjeet. Tämän jälkeen ovat turvetuottajat esittäneet yli 50 ha:n uusien tuotantoalueiden suunnitelmat vesiviranomaisille tarkastettavaksi. Suurimmat turvetuottajat ovat noudattaneet tätä ilmoitusmenettelyä jo 1980-luvun alkupuolelta saakka pinta-alasta riippumatta.

Vanhoilla turvetuotantoalueilla, jotka on valmisteltu tuotantoon jo 1970-luvulla tai aikaisemmin, on hyvin vaikea toteuttaa nykyisten vaatimusten mukaisia vesistöjärjestelyjä. Ulkopuolisia valumavesiä on yleensä lähes mahdoton erottaa suolta tulevista vesistä. Näiden alueiden vesiensuojelun parantamisesta ja sopivien ratkaisujen löytämisestä onkin sen vuoksi neuvoteltu vesiviranomaisten kanssa.

2 TURVETUOTANTOALUEEN KUNNOSTUS TUOTANTOA VARTEN

Turvetuotantoa varten kartoitetaan aina turvekerrosten paksuus ja laatu sekä tarkistetaan, että alue ei kuulu suojeleohjelmiin. Lisäksi selvitetään maanhankintatilanne, kuivatusvaihtoehdot ja teiden rakentaminen. Tämän jälkeen laaditaan tuotantoalueen suunnitelmat, jotka toimitetaan vesi- ja ympäristöpiiriin tarkistettavaksi. Vasta vesiviranomaisten kirjallisen lausunnon jälkeen aloitetaan varsinaiset kunnostustyöt.

Vesiviranomainen ottaa lausunnossaan kantaa tuottajien esittämien vesiensuojeluratkaisujen riittävyteen, arvioi hankkeen aiheuttamat vesistövaikutukset sekä vaatii harkintansa mukaisesti tarkkailua tai joissakin tapauksissa vesioikeuden lupaa.

Suon kunnostus aloitetaan yleensä ns. naveroinnilla. Sen tarkoituksena on kuivattaa pintakerrosta sen verran, että varsinainen ojitus voidaan aloittaa. Ojitusvaiheessa kaivetaan sarkaojat 20 m:n välein 1,3 - 1,8 m:n syvyisiksi. Sarkaojitus tehdään joko kaivinkoneella tai tätä tarkoitusta varten kehitetyllä ojaajyrsimellä. Vetisimmillä soilla ojitus saattaa kestää useita vuosia ja ojia joudutaan kuivatusvaiheen aikana uudelleen kunnostamaan. Kuivat, aikaisemmin metsäojitetut suot saadaan kunnostettua huomattavasti nopeammin. Nykyisin lähes kaikki turvetuotantoa varten kunnostettavat suot, varsinkin Etelä- ja Keski-Suomessa, ovat jo aikaisemmin metsäojitettuja.

Sarkaojastot suunnitellaan mahdollisimman vaakasuoriksi, mutta kuitenkin siten, että kuivatus kentällä toimii. Ojien pituus mitoitetetaan konekalustolle ja yleisin sarkaojapituus on 500 - 800 m. Liian pitkissä ja keltevisissä ojissa eroosioilmiö voi voimistua kasvatten samalla kiintoainekuormitusta. Sarkaojia turvetuotantoalueelle kaivetaan noin 500 m/ha.

Sarkaojista vedet johdetaan putkiojien kautta veto-øjastoon. Putkiojien avulla saran päähän kunnostetaan rumpurakennelma työkonien liikkumista varten. Veto-øjista vedet johdetaan laskeutusaltaan kautta laskuojaan.

Kunnostusvaiheessa kenttä raivataan puhtaaksi kannoista ja pintakasvillisuutta kuoritaan pois. Lopuksi sarat tasoitetaan ja profiloidaan. Joissakin tapauksissa turvekentän laatua tasataan syväkyntämällä.

Tärkein ja yleisin tuote on jyrshinturve. Sitä tuotetaan sekä polttoturvetta että kasvuturvekentillä. Menetelmän valinta riippuu oleellisesti suon koosta ja turpeen ominaisuuksista. Palaturvetta nostettaessa jyrsitään kenttään kapeita, vinoja viiltoja ja niistä nostettu turve puristetaan suolakkeiden kautta kentälle kuivumaan. Tällä tavoin nostetaan vain polttoturvetta ja menetelmä ei sovellu kantoisille tai karikkoisille kentille.

3 VESISTÖVAIKUTUSTEN ENNALTA EHKÄISEMINEN

Turvetuotantoalueiden vesistövaikutuksista kiintoainekuormitusta on pidetty keskeisenä (Sallantaus 1986). Korkeimmat kiintoainepitoisuudet esiintyvät ojaverkoston rakentamisen aikaan ja välittömästi ojituksen jälkeen ojasyvyydestä ja kaltevuudesta, ojitustavasta, turpeen laadusta sekä ojitusajankohdasta riippuen. Koska valuman määrä lisääntyy välittömästi ojituksen jälkeen, aiheuttaa se myös kiintoainehuuhtoutuman kasvua. Tuotantovaiheessa olevien alueiden kiintoainekuormitushuippu ajoittuu kesän ja syksyn rankkasateiden ajalle. Poikkeuksellisen kovat rankkasateet voivat epäsuotuisissa oloissa kuljettaa kentän pinnalla olevaa irtonaista jyrsöstä mukanaan sarkaojastoon. Turvekeroksen maatuneisuudella ja huuhtoumisherkkyydellä on selvä riippuvuus.

Kivennäisperäiseen kiintoaineeseen verrattuna orgaanista alkuperää oleva kiintoaine on alhaisen tilavuuspainonsa vuoksi tilaa vievää sekä vaikeasti luonnonoloissa laskeutuvaa. Joissakin tapauksissa varsinaista turvetuotantoaluetta enemmän kiintoainekuormitusta aiheuttaa eroosioherkän laskuojan syöpyminen. Ilmiön ongelmat ovat verrattavissa muihin eroosioherkillä alueilla tehtäviin toimenpiteisiin kuten teiden rakentamiseen sekä maa- ja metsätaloudessa tehtäviin ojituksiin.

Kiintoainekuormitukseen voidaan vaikuttaa suunnitteluvaiheen, töiden toteutusajankohdan sekä vesiensuojeluratkaisujen avulla. Koska turvetuotantoalueet sijaitsevat usein syrjäisillä alueilla ja ovat suurimman osan vuotta miehittämättöminä, käytäntöön soveltuvien vesiensuojeluratkaisujen täytyy olla melko yksinkertaisia ja ilman jatkuvaa huoltoa tai silmälläpitoa toimivia. Myös vuodenaikojen vaihtelut asetavat niille omat rajoitteensa.

Vesihallituksen valvontaohjeen 45 mukaisia laskeutusaltaita on rakennettu noin puolelle turvetuotanto- ja ojitusalueita. Vanhoille alueille laskeutusaltaita on rakennettu todetun tarpeen ja viranomaisten vaatimusten mukaan. Alueen sijainti, vastaanottavan vesistön laatu, tuotantoalueen suuruus, tuotantotavan sekä tuotantokentän käyttöaika on otettu huomioon ratkaisuja suunniteltaessa. Vesiviranomaisten kanssa on neuvoteltu epäselvistä tapauksista. Vanhoilla alueilla saatta allasalueeksi sopivan maan hankinta tuottaa joskus melkoisia vaikeuksia.

Tuotantoalueelta lähtevää kokonaiskuormitusta voidaan vähentää tehostamalla ojien pidätyskykyä ja puhdistamalla ojastot sekä laskeutusaltaat säännöllisesti. Ojaston pidätyskyvyn avulla äkillisen sateen aikainen huuhtoutuma viipyy mahdollisimman kauan ojassa, ja vedessä olevat kiintoainehiukkaset ehtivät tällöin laskeutua. Ellei sarkaoja ulotu kivennäismaahan, laskeutunut liete voidaan levittää myöhemmin kentille kuivumaan.

Ojitustyöt on mahdollista ja vesiensuojelun kannalta aiheellista tehdä mahdollisimman kuivana kautena, jotta huuhtoutumisriski ojituksen aikana on mahdollisimman pieni.

4 VESIENSUOJELURATKAISUT

4.1 LASKEUTUSALTAAT

Laskeutusaltaat ovat tällä hetkellä yleisimmin käytetty vesiensuojeluratkaisu. Uusilla alueilla altaat ovat jo vakiovarusteena ja vanhoilla alueilla allastaminen on tapahtunut vähitellen. Turvetuotantoalueille on jo ennen laskeutusaltaita kaivettu pieniä paloaltaita vesimäärien keräämiseksi mahdollista tulipaloa varten. Pienten paloaltaiden todettiin käytännössä keräävän lietettä, koska niitä jouduttiin puhdistamaan usein palosuojelun kannalta riittävän vesitilavuuden säilyttämiseksi (vrt. Selin & Nyrönen 1985).

Nykyiset laskeutusaltaat on suunniteltu puhdistamoilla käytettyjen laskeutusaltaiden sekä irlantilaisien ja neuvostoliittolaisten mallien mukaan. Käytännössä on kuitenkin huomattu, että kaikki altaat eivät ole toimineet odotetulla tavalla. Jotta laskeutumisperiaatteella toimiva allas voi vähentää kiintoainekuormitusta, altaisiin tulevan vesimäärän pitää olla kohtuullinen. Muuten hiukkanen ei laskeudu, vaan kulkeutuu virtauksen mukana.

Vesimääriä voidaan käytännössä vähentää pienentämällä allasyksikköä kohti tulevaa valuma-aluetta. Alkuvaiheessa samaan altaaseen johdettiin jopa useiden satojen hehtaarien vesimäärät, mutta tutkimustulosten perusteella altaat on syytä tehdä enintään 30 - 50 ha:n valuma-aluetta kohti (Selin ja Koskinen, 1985). Nykyisistä altaista lähes kaikki on mitoitettu valvontaohjeessa esitetyn mitoitusvaluman 10 m²/ha mukaisesti, vaikka valvontaohje antaa liikkumavaraa turpeen laadun ja tuotantotavan mukaan. Altaan koko määräytyy ennen kaikkea puhdistuskalustosta ja pinta-alan määrää käytetty mitoitusvaluma (300 l/s km² leveys ja pintakuorma (1 m/h).

Palaturvekentiltä ja vaakasuorilta jyrshinturvekentiltä altaaseen kulkeutuu se osa kiintoaineesta, joka ominaisuuksiltaan on vaikeasti laskeutuvaa (vrt. Aho ja Kantola 1984), koska karkeampi liete jää normaalisti jo ojastoon. Tällaisen herkkäliikkeisen lietteen poistaminen altaasta on aiheuttanut ongelmia, sillä liete ei pysy esim. kaivinkoneen kauhassa.

Laskeutusaltaiden toimivuutta selviteltiin vuonna 1981 käynnistyneessä tutkimuksessa (Selin ja Koskinen 1985). Altaita oli yhteensä kahdeksan, joista yksi oli ojitusalueella ja muut tuotantokentillä. Altain mitoitus, muoto, valuma-alue sekä turpeen laatu vaihtelivat. Parhaiten toimivilla altailla pystyttiin roudattoman kauden näytteenottokerroilla pidättämään vesianalyysitulosten perusteella noin 30 - 44 % kiintoainehuuhtoutumista. Lietemittaukset kuitenkin osoittivat, että altaaseen oli kertynyt enemmän lietettä kuin vesianalyysitulosten perusteella olisi ollut oletettavissa. Ojastosta puhdistuksen yhteydessä altaaseen kulkeutuva liete laskeutui uudelleen noin 90 %:sesti. Kiintoaineen pidätystehokkuus lisääntyi valuman ja kiintoainepitoisuuden kasvaessa, koska tällöin mukana oli raskaampia ja nopeammin laskeutuvia hiukkasia. Kuitenkin virtaaman muuttuessa voimakkaasti tubulenttiseksi kasvoi aikaisemmin laskeutuneen lietteen huuhtoutumisriski.

Parhaiten ovat toimineet pienehköä valuma-aluetta kohti rakennetut altaat. Koivunnevan altaaseen lietettä oli pidättynyt vuodessa 6,2 m³/ha eli 0,3 t/ha, mutta muilla tuotantoalueilla lietekertymät olivat 0,7 - 2,5 m³/ha vuodessa. Orgaanisen lietteen vuosikertymät olivat 0,02 - 0,23 t/ha ja ojitusalueella 0,5 m³/ha. Tämän lisäksi kevättulvan aikana kiintoainetta pidättyi veden korkeuden vaihdella altaan reunoille ja kenttään.

Fosforin pidätyskyky laskeutusaltaissa oli tutkimuskerroilla yleensä alle 20 % ja ajoittain lähtevän veden pitoisuudet olivat tulevaa suurempia. Typpiuhutoutuma ja liuenneen orgaanisen aineen pidätyskyky vaihtelivat sekä allaskohtaisesti että eri näytteenottokertojen välillä. Laskeutusaltaiden vaikutus valumaveden väriarvoon, sähkönjohtavuuteen ja pH-lukuun oli vähäinen. Yleensä sekä tulevan että lähtevän veden pH oli yli 6,0.

Tulosten perusteella lumensulamisaikaista valumaa ei ole syytä käyttää mitoitusvaluman perustana, koska allas tällöin on vielä jäässä eikä muutenkaan toimi kunnolla laskeutusperiaatteella. Lumensulamisedet olisi tulvan alkuvaiheessa aiheellista ohjata altaan ohitse rakenteiden rikkoutumisen ja lietteen huuhtoutumisen ehkäisemiseksi. Ojastojen ja altaiden luiskakaltevuudet on suunniteltava sellaisiksi, etteivät penkat sorru. Ojitusvaihetta varten tehtävät altaat on aiheellista tehdä lopullista mitoitusmatalammiksi lietetaskuiksi. Kiintoaineen pidätystä voidaan tällöin tehostaa pintavalunnalla sekä lisäksi useilla ojien syvennyksillä sekä levennyksillä. Tällöin vältetään altaiden sortumiselta. Lopulliset altaat voidaan viimeistellä ja puhdistaa ojitusvaiheen päätyttyä.

4.2 SARKAOJASTOT VESIENSUOJELURATKAISUNA

Turvetuotantoalueille kaivetaan tiheä sarkaojaverkosto. Ojatilavuuden hyväksikäyttö myös vesiensuojeluratkaisuna on mahdollista ja järkevää. Käytännön havainnot ovat osoittaneet, että mitä kauemmaksi hiukkanen lähtökohdastaan kulkeutuu, sitä vaikeampi sitä on ottaa kiinni.

Sarkaojan päähän kaivetaan aina ns. päisteputkisysteemi, jonka tarkoituksena on toimia rumpuna työkonien liikkuessa kentällä. Päisteputken sarkaojan puoleiseen päähän voidaan liittää erillisiä pidättimiä, joiden avulla saadaan päisteputki pysymään auki. Toisaalta samalla tehostetaan sarkaojan pidätyskykyä. Lisärakenne ei kuitenkaan voi olla sellainen, että se vaikeuttaa kentän kuivatusta tai aiheuttaa kohtuuttomat hoito- ja huoltotyöt.

Kesinä 1984 ja 1985 on tutkittu Vapon ja Jyväskylän yliopiston yhteistyönä päisteputkeen liitettävien, rakenteeltaan erilaisten pidättimien toimivuutta. Tutkittuihin ojiin kaivettiin nykyisten mitoitusohjeiden mukaiset sarkaoja-altaat ja päisteputkiin liitettiin rimasäleikkö, reiätetty käyrä putki tai kelluva salaojaputki. Lisäksi seurannassa oli myös pelkkä sarkaoja-allas ilman minkäänlaisia lisärakenteita. Vesinäytteet otettiin altaisiin tulevasta sekä päisteputkesta lähtevästä vedestä viikottain ja lisäksi sateiden aikana.

Sarkaoja-allas ja päisteputkeen liitettävä salaojaputki toimivat sekä käytännön havaintojen että vesianalyysitulosten mukaan parhaiten. Keskimääräinen kiintoaineen poistuma oli Haapasuolla 89 % ja suppean aineiston perusteella laskettuna Höystösensuolla 68 %. Tulevan veden kiintoainepitoisuuden kasvaessa altaan pidätyskyky myös selvästi parani, mutta pidättymistä tapahtui myös alhaisten (10 - 20 mg/l) kiintoainepitoisuuksien aikana. Syksyllä altaan toimivuus heikkeni, sillä sekä lietetila että putki olivat puhdistamisen tarpeessa.

Rei'itetty muoviputki pystyi tasaamaan virtaamia parhaiten, sillä sateen jälkeen veden pinnan korkeus pysyi näissä altaissa korkeammalla kuin muissa seurannassa olleissa altaissa. Pystysuorat reiät (2 - 2,5 mm) kuitenkin osoittautuivat liian pieniksi, koska ne tukkeutuivat melko usein ja putkien puhdistus oli tehtävä lähes viikoittain. Keskimääräinen kiintoainepoistuma Haapasuolla oli 73 %.

Puusäleikkö esti isompien turvelohkareiden pääsyn päisteputkeen. Kuitenkin virtaaman ja veden korkeuden vaihdellessa säleikköön kiinnittyneestä turpeesta saattoi lähteä kiintoainetta poistuvaan veteen. Haapasuolla päisteputki pysyi kuitenkin auki koko seurantajakson ajan, mutta Höystösensuolla putki jouduttiin avaamaan kolme kertaa.

Keskimääräinen poistuma Haapasuon aineistossa oli 55 % . Haapasuolla 0,5 m sarkaojan pohjaa alemmas kaivettujen altaan tilavuus oli 13,8 m³/ha, mutta Höystösensuolla vastaava syvyys oli vain 0,3 - 0,4 m ja tilavuus 6,9 m³/ha . Höystösensuon lähtevän veden kiintoainehuuhtoutumat kasvoivat syksyä kohti tulevan veden arvoja suuremmiksi. Altaan tilavuus, 6,9 m³/ha, ei ollut yaluma-alueeseen nähden riittävä ja lietetila olisi pitänyt puhdistaa tutkimusjakson aikana. Pidättymistä Höystösensuon altaissa tapahtui vain silloin, kun kiintoainepitoisuus on yli 20 mg/l.

Pelkkään altaaseen liitettävät päisteputket tukkeutuivat ja niitä jouduttiin seurantajakson aikana avaamaan. Kuitenkin niiden kiintoainepoistuma Haapasuolla oli keskimäärin 61 %.

Kesän poutajaksojen aikana sarkaojista tuleva virtaama on hyvin alhainen ja tällöin veden viipymä altaissa kasvaa. Tuotantotoimet sekä tuuli kuljettavat pintaan pölymäistä kiintoainetta. Tämä ilmeni kesän alkupuolella, poutajakson aikana altaiden kiintoainepitoisuuden nousuna ja seisovassa vedessä tapahtuvan hajotuksen johdosta lievänä ravinnepitoisuuden kasvuna. Yesistövaikutusten ehkäisemisen kannalta olisi ollut hyvä puhdistaa sarkaojien päässä olevat altaat heinäkuun sadejakson tai tuotantajakson päätyttyä, kuitenkin ennen syksysateita, sillä poistumat heikkenivät selvästi seurantajakson loppua kohti.

Rastunsuolla kokeiltiin erillisiä pidättimiä sekä kokonaan turpeessa olevien ojien sekä osaksi kivennäismaahan ulottuvien ojien yhteydessä. Kivennäismaahan ulottuvissa sarkaojissa käyrän rei'itetyn muoviputken (reikäkoko 8-10 mm) toiminta oli vaihtelevampaa kuin kokonaan turvekentässä olevissa ojissa lohkolla. Kokonaan turpeessa olevalla kentällä kiintoainepitoisuuden ollessa alle 20 mg/l pidättyminen oli vähäistä, mutta pitoisuuden kasvaessa myös poistumaprosentti kasvoi selvästi. Käytännön havaintojen mukaan vesipinta ei kohonnut ojastoissa haitallisen korkealle eikä päisteputki tukkeutunut. Putken puhdistaminen oli helppoa joko kopistelemalla tai putkea harjaamalla.

Rastunsuolla salaojaputken ongelmana oli veden pinnan yläpuolelle nousevan putkenosan tukkeutuminen ja siitä johtuva virtauksen vaikeutuminen. Käytännössä putkea yritettiin avata kopistelemalla, mutta kerran tukkeutunutta putkea oli vaikea saada uudelleen pysyvästi veden pinnan alapuolelle. Salaojaputken pidättymistehokkuus kasvoi tulevan veden kiintoainepitoisuuden kasvaessa. Koska putki oli ajoittain tukkeutunut ja virtaama oli tästä johtuen hidasta, osa kiintoainehiukkasista ehti hyvin laskeutua jo ojastoon.

Pelkän lietetaskun ja päisteputken pidätyskyvyn todettiin myös Rastunsuolla paranevan kiintoainepitoisuuden ja hiukkaskoon kasvaessa. Virtaus oli syyssateiden aikaista tukkeutumista lukuunottamatta hyvä. Ojastoon jäi kuitenkin muihin vaihtoehtoihin verrattuna vähemmän lietettä.

Päisteputken ja siihen liitetyn tynnyrin pidätyskyky näytteenottokeroilla oli yllättävän hyvä, mutta rajujen sateiden aikaisesta tynnyrin pidätyskyvystä ei saatu tietoa tämän aineiston perusteella. Toiminta todettiin paremmaksi kokonaan turpeessa olevilla kentillä. Kesän aikana tynnyriin muodostui ajoittain leväkasvustoa ja sisäosaan kertyi lietettä, jota oli poistettava. Loppusyksystä tynnyrin rei'ityksen alaosa oli kummallakin alueella tukkeutunut.

4.3 TURVESUODATIN

Turvesuodatinkokeiden tarkoituksena oli tutkia voiko vähän maatunut turve pidättää veden mukana kulkeutuvaa kiintoainetta. Tutkimusta varten tehtiin Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksessa laboratoriokokeet, jonka tulokset olivat käytännön kokeeseen kannustavia. Tulosten perusteella suunniteltiin roudattoman kauden 1984 ajalle kaksi erilaista suodatinvaihtoehtoa, joiden toimivuus perustui turpeen mekaaniseen, biologiseen ja kemialliseen pidätyskykyyn.

Laatikkosuodatin rakennettiin n. 10,6 ha:n palaturvetuotantoalueen laskuojaan. Suodattimelle ei tullut tuotantoalueen ulkopuolisia valumavesiä. Tulovesi johdettiin jakokourun avulla turpeella täytettyihin suodatinlaatikoihin. Laatikoiden pohjamateriaalina oli metalliverkko. Suodosvesi valui suodattimen alle laitettua aaltopeltiä pitkin kokoojakouruun ja siitä laskuojaan. Suodattimelle tuleva vesimäärä mitattiin suodattimen yläpuolella olevan mittapadon avulla. Turvekerroksen paksuus oli vajaat 40 cm kokeen alussa. Suodatinturve vaihdettiin siten, että laatikko kerrallaan nostettiin traktorin nostolaitteen avulla kentälle kuivumaan ja turvekasetti täytettiin uudella turpeella. Tarvittava turvemäärä oli 5 - 6 m³ vaihtoväliä kohti. Näytteet otettiin mittapadolta sekä poistokourusta.

Laatikkosuodattimen turve vaihdettiin vain kerran tutkimusjakson aikana, koska suodattimen toiminnassa huomattiin olevan rakenteellisia heikkouksia. Kummankin jakson aikana suodatin pystyi vesinäytteiden perusteella poistamaan kiintoainetta noin neljän viikon ajan. Poistumat olivat ensimmäisellä näytteenottokerralla 54 - 58 % ja seuraavalla kerralla 71 - 72 %. Kokeen alussa turpeesta irtosi ensin jonkin verran kiintoainetta.

Laatikkosuodatin toimi ensimmäisellä jaksolla tyydyttävästi (kiinto-aineen poistuma 58 %). Toisen jakson alkupuolella noin kolmen viikon ajan pidätyminen oli hyvää, vaikka tällöin olikin voimakkaita sateita. Kolmen viikon kuluttua pidätyminen heikkeni ja poistuma oli enää 20 %. Tämän jälkeen laatikkosuodatin ei enää toiminut, eikä sitä rakenteellisista syistä enää huollettu. Vesianalyysitulosten ja käytännön havaintojen perusteella todettiin, että laatikkosuodatin ei tällaisenaan rakenteeltaan ole käytäntöön soveltuva. Erillisten laatikoiden tyhjentäminen on vaikeaa ja se voidaan tehdä ainoastaan kone-työvoimalla. Suodattimen ohivirtauksilta on lähes mahdoton välttyä, sillä kun turpeen pintakerros tukkeutuu, tuleva vesi valuu suodatin-laatikoiden reunojen yli.

Suodattimessa käytetty turvemäärä oli 5,6 m³. Suodattimen alla oleva aaltopelti liettyi ja limottui vähitellen sekä vaikeutti siten veden läpikulkua.

Ojasuodatin rakennettiin sarkaojaan, päisteputken eteen. Suodattimen valuma-alue oli 0,9 ha ja siihen tuli vain turvetuotantoalueen valumavesiä. Suodatin oli kahden peräkkäisen laudasta ja metalliverkosta rakennetun kasetin muodostama kokonaisuus. Ojaan tehtyjen lautarakenteiden ja penkan tiivistyksen avulla ohjattiin tulovesi suodattimelle. Vain toinen kaseteista oli turpeella täytetty ja turvetta vaihdettaessa estettiin ojaan patoutuneen veden pääsy laskuojaan täyttämällä toinen kasetti uudella turpeella ennen tyhjennettävän kasetin poistamista. Kasetteja voitiin käsitellä ilman konetyövoimaa.

Ojasuodattimen turve vaihdettiin seurantajakson aikana kaksi kertaa. Ajankohta riippui ratkaisevasti säätilasta ja suodattimelle tulevasta kuormasta. Suodattimen kapasiteetin heikkeneminen ilmeni läpäisevyyden huononemisena ja sarkaojan veden pinnan kohoamisena. Siten työnjohtaja pystyi määrittämään melko hyvin vaihtoajankohdan seuraamalla silmämääräisesti suodatinominaisuuksia ja vedenpinnan korkeutta sarkaojassa.

Ojasuodatin on rakenteellisesti huomattavasti laatikkosuodatinta parempi vaihtoehto. Kahden rinnakkaisen kasetin avulla välttyään suodattimen vaihdon yhteydessä ojaan pidätyneen veden käsittelemättömänä kulkeutumiselta. Poistettava turve voidaan levittää kentälle kuivamaan ellei siinä silmämääräisen tarkastelun jälkeen ole polttoturpeeksi haitallisessa määrin kivennäisperäistä kiintoainetta.

Ojaan rakennettu turvesuodatin osoittautui huolellisesti hoidettuna tehokkaaksi kiintoaineen pidättäjäksi. Tosin suodatin vaatii viikoittaista seurantaa, joten sitä ei voida käytännössä sijoittaa sellaisille alueille, jotka ovat pitkiä aikoja vailla vakinaista henkilökuntaa. Turvesuodatin onkin tehtyjen tutkimusten perusteella yksi vaihtoehto pitkälle maatuneiden, poikkeuksellisten kenttien vesiensuojeluratkaisuna. Suodattimen ollessa toimintakuntoinen kiintoaineen poistuma on hyvä. Mielekästä olisi kokeilla samaa periaatetta kokoojaajaan sovellettuna.

Laskeutusaltaiden tavoin tutkitut päisteputkivaihtoehdot ja turvesuodattimet pidättivät pääasiassa kiintoaineeseen sitoutuneita ravinteita, mutta liukoisiin ravinteisiin tai orgaanisen aineen huuhtoutumaan niillä ei voinut vaikuttaa.

4.4 TURVEPOHJAINEN LIETELAVA

Turvepohjainen lietelava on osoittautunut toimivaksi jätevesipuhdistamojen ylijäämälietteen kiintoaineen pidättäjäksi (vrt. Hakkari ym. 1987). On mahdollista, että sama rakenneratkaisu toimii myös turvetuotantoalueen vesienkäsittelyvaihtoehtona silloin, kun vesien johtaminen tapahtuu pumpaamalla. Tuotantovaiheen edetessä syvempiin turvekerroksiin joudutaan yleensä syventämään ojastoja. Jos suon suunniteltu jäkikäyttö ei rajoita kuivatustapaa, on mataloituneiden kenttien kuivatuksessa mahdollista käyttää pumppausta. Tällöin turvepohjaisen lietelavan periaate todennäköisesti soveltuu hyvin kiintoaineen ja siihen sitoutuneiden ravinteiden pidättäjäksi.

Mataloituneiden kenttien kuivattamisessa pumppaamalla välttyään syvien laskuojien kaivulta ja toisaalta välttyään uomaeroosioriskiltä sekä ongelmamaalajien aiheuttamilta yllätyksiltä. Toisaalta pumppukuivatuksella voidaan hyödyntää syvällä oleva turvemassa nykyistä tehokkaammin. Tuottajilla on parhaillaan käynnissä pumppukuivatuskokeita.

4.5 MUUT RATKAISUT

Turvetuotantoalueet sijaitsevat yleensä syrjäisillä alueilla ja useimmat suot ovat suuren osan vuotta miehittämättöminä. Tämän vuoksi käytäntöön soveltuvien vesiensuojeluratkaisujen täytyy olla sellaisia, että ne toimivat ilman jatkuvaa kontrollia. Sähkön puute asettaa myös omat rajoituksensa menetelmille. Kemikaalien käyttö aiheuttaisi jatkuvaa seurantaa ja lisäisi siten oleellisesti kustannuksia ja kemikaalien annostuksesta aiheutuvia yllätyksiä. Kalkin käytöstä suovesien käsittelyssä on jo tutkimustuloksia. Koska suolta tulevat virtaamat ovat ajoittain hyvin pieniä, kalkkirouheen liukenevuus on kyseenalaista. Käytännössä toimenpide on vaikea toteuttaa turvetuotantoalueella.

Tämän hetkisten kokemusten perusteella mekaaniset vedenkäsittelyvaihtoehtot, laskeuttaminen ja suodatus tuntuvat parhaiten käytäntöön soveltuvilta. Vaikutuksia voidaan tietenkin vähentää myös suunnitelmallisen huollon ja puhdistuksen avulla.

Koska turvetuotanto on hyvin säätiloista riippuvaista, vesiensuojeluratkaisut on kehiteltävä sellaisiksi, että ne eivät häiritse tuotantoaikaista kenttien kuivumista.

5 TULEVAISUUDEN NÄKYMÄT

Turvetuottajat ovat tiedostaneet ympäristöasioiden tärkeyden koko toimintaa säätelevänä ja rajoittavana tekijänä. Sen vuoksi yhteistyötä ja tutkimustoimintaa on pidetty ehdottoman tärkeänä. Polttoturve on useimpien ennusteiden mukaan lisäämässä osuuttaan Suomen energiahuollossa. Myös kasvuturpeen käyttäjäkunta viherrakentajien ja ammattiviljelijöiden keskuudessa tulee lisääntymään. Lähivuosina uusien alueiden kunnostustarve ja tuotannosta poistuvien kenttien määrä lisääntyy nykyisestäään. Tuotantotapoina aurinkoenergiaa hyväksi käyttävät, perinteiset menetelmät tulevat vastaisuudessaakin säilymään, mutta konekalustoa kehitellään koko ajan myös ympäristön kannalta ongelmattomaksi.

Turvetuotannon biologisia vaikutuksia on vielä toistaiseksi tutkittu melko vähän. Vesistössä tapahtuvien muutosten toteamiseksi on taustatutkimusten tärkeys myös turvetuottajien keskuudessa entisestään korostunut. Sen perusteella välttään turhilta väittelyiltä. Kuitenkin biologisen puolen menetelmät turvetuotannon kuormituksen osoittajina ovat vielä tutkimuksen alaisina, ja käytäntöön soveltuvia, yksinkertaisia ja hinnaltaan kohtuullisia menetelmiä on vielä niukasti.

Turvetuottajat tulevat jatkossakin osallistumaan ja seuraamaan kaikkea toimintaan liittyvää kotimaista ja ulkomaista tutkimusta ja omalta osaltaan toteuttamaan viimeisintä tutkimustietoa. Turvetuotannon aiheuttamien haittojen rinnalla on syytä muistaa, että monet muut toiminnot, kuten maatalous, teollisuus, turkistarhaus, jätevesien käsittely ja jätehuolto voivat käyttää turvetta ympäristöongelmien ratkaisuun.

6 KIRJALLISUUS

Aho, M. & Kantola, K. 1984. Turvetuotannon vesien kiinto-
aineen sedimentoituminen laboratoriomittakaavan allaskokein
tutkittuna. VTT/Kotimaisten polttoaineiden laboratorio.
Tutkimusraportti 1 - 56.

Hakkari, L., Kaunismaa, P. & Selin, P. 1987: Turvepohjaisen
lietelavan toimivuus jätevesipuhdistamon ylijäämälietteen
ja sakokaivolietteen kuivauksessa. - Tutkimusraportti Maj
ja Tor Nesslingin säätiö.

Sallantaus, T. 1986. Soiden metsä- ja turvetalouden vesis-
tövaikutukset. Kirjallisuuskatsaus. - MMM 1986. 203 s.

Selin, P. & Koskinen, K. 1985: Laskeutusaltaiden vaikutus
turvetuotantoalueiden vesistökuormitukseen. - Vesihalli-
tuksen tiedotus 262:1-112 s.

Selin, P. & Nyrönen, T. 1985: Some concepts to prevent the
environmental effects of the peat production. - Int. Peat
Soc. Symposium Proceedings of the Peat and the Environment
85:Sweden:121-130

Pirkko Valpasvuo-Jaatinen
 MMM, limnologi
 Vesi- ja ympäristöhallitus
 24.3.1987

MAATALOUDEN VESIENSUOJELUTOIMENPITEISTÄ

Maatalouden vesiensuojeluasiat ovat ajankohtaisia ja tärkeitä. Vesiensuojelun kannalta on kyse karjataloudesta ja peltoviljelystä aiheutuvan vesistökuormituksen poistamisesta ja haitallisten vaikutusten vähentämisestä. Maatalouden kannalta on kyse maatalan tuotantopanosten järkevästä ja säästäväisestä käytöstä. Tietoa ja tutkimusta tarvitaan vielä paljon maatalouden aiheuttaman kuormituksen eri tekijöistä ja tämän kuormituksen vaikutuksista vesistöihin ja pohjavesiin. Silti jo nyt voidaan monin tavoin vähentää haittoja ja estää ennakolta ongelmia, joita tulevaisuudessa ei ehkä olekaan enää yhtä helppo poistaa. Vastuuntuntoinen ja määrätietoinen vesiensuojelutyö on luonnollinen osa tämän päivän maataloutta.

Maatalouden aiheuttama kuormitus

Maanviljelyn ja karjatalouden harjoittamisen seurauksena vesistöihin voi joutua maa-aineksen lisäksi ravinteita, biologisesti ja kemiallisesti happea kuluttavia aineita, terveydelle haitallisia aineita ja yhdisteitä, hajua ja makua aiheuttavia aineita, veden happamuutta muuttavia aineita tai suoranaisesti myrkyllisiä tahi ravintoketjuun kertyviä aineita. Aiheutuvat haitat voivat pahimmillaan olla vesistön sameus ja madaltuminen, nopea tai hitaasti etenevä rehevöityminen, jyrkät happitilan muutokset tai suoranaiset happikadot ja kala-kuolemat. Veden tai vesistön käyttökelpoisuus voi heikentyä esimerkiksi niin, että vettä ei voi käyttää karjan juottovetenä, yhdyskunnan raakavesilähteenä eikä edes uimavetenä.

Peltoviljelyn aiheuttamaksi ravinnekuormitukseksi on arvioitu 1 400 tonnia fosforia ja 31 000 tonnia typpeä vuodessa (Kauppi 1984). Arvio perustuu ns. pienten valuma-alueiden tulosten pohjalta laskettuihin pelto-alueiden keskimääräisiin huuhtoutumiin: 0,57 kg P/ha·a ja 12 kg N/ha·a (Kauppi 1979). Edellä olevissa arvoissa on otettu huomioon myös karjanlannan asianmukainen käyttö lannoitukseen.

Karjanlannan varastointipuutteista tai esimerkiksi talvilevityksestä aiheutuvia suorja päästöjä ei ole tarkemmin arvioitu. Jos oletetaan, että hiukan yli prosentti varastoitavan lannan tyypestä ja hiukan yli kaksi prosenttia sen fosforista joutuu vesiin, on karjatalouden suorien päästöjen aiheuttama typpikuormitus noin 1 100 tonnia vuodessa ja fosforikuormitus 400

tonnia vuodessa. Edellä oleva nojautuu karjanlannan hoitoa ja käyttöä Suomessa koskevaan selvitykseen (Kemppainen 1983) ja maatilatalouden vesiensuojelutoimikunnan mietintöön (Komiteamietintö 1983:66).

Ravinnekuormituksen lisäksi pelloilta huuhtoutuu vesistöihin myös maa-ainesta. Peltojen maalaji, erilaiset viljelytavat ja rantapeltojen kaltevuus vaikuttavat maa-aineksen eroosioherkkyyteen. Sääoloilla ja pintavaluntojen muodostumisalttiudella on myös tärkeä merkitys. Lounais-Suomen kaltevilta rantapelloilta on havaittu keskimäärinkin 4 000 - 5 000 kg kiintoainehuuhtoutumia vuodessa (Mansikkaniemi 1982). Pahimmillaanhan savi- ja hiesumailta voi tapahtua suoranaisia maanvyörymiä.

Yhteenvetona kuormitustarkastelun perusteella voidaan todeta, että Suomessa on maatalouden aiheuttama vesistöjen kuormitus syypää lähinnä paikallisiin ja alueellisiin ongelmiin. Vakavin tilanne on rannikkoalueiden jokivesistöissä, missä vettä käytetään suurehkojen yhdyskuntien raakavedeksi. Rehevöitymisen seuraukset taas voidaan nähdä reittivesistöjen latvoilla. Virtauksiltaan vähäiset järvet ja suljetut vesistönosat ja merenlahdet ovat muuttuneet ensimmäiseksi.

Maatalouden vesiensuojelutoimenpiteiden tavoitteet

Maatalouden vesiensuojelukysymyksiä on käsitellyt maatilatalouden vesiensuojelutoimikunta, jonka laaja ja melko perusteellinen mietintö valmistui kesällä 1983. Ympäristöministeriön edelliselle toimikunnalle asettama jatkotyöryhmä käsitteli kesällä 1986 valmistuneessa mietinnössään erityisesti karjatalouden kiireellisiä vesiensuojelutoimenpiteitä (YM:Sarja C, 18/1986). Lisäksi periaatteellisia näkemyksiä vesiensuojelusta yleisesti ja myös maatalouden osalta on esittänyt aivan vastikään vesiasiaain neuvottelukunta. Julkaisun nimi on vesiensuojelun tavoiteohjelma vuoteen 1995. (Komiteamietintö 1986:42). Myös Itämeren suojelussa on kiinnitetty huomiota maatalouden vesiensuojeluun. Helsingin Komissio on 7. kokouksessaan hyväksynyt suositukset toimenpiteistä maatalouden päästöjen vähentämiseksi (HELCOM Recommendation 7/2).

Vesiensuojelun tavoiteohjelma vuoteen 1995 osoittaa maatalouden vesiensuojelutavoitteiksi seuraavaa: kuormituksen vähentäminen niin, että ravinnekuormituksesta aiheutuva vesistöjen rehevöityminen pysähtyy, puristesteiden aiheuttamat kalakuolemat loppuvat, haju- ja makuhaitat poistuvat ja vesistöjen hygieninen tila paranee. Suurimmat maatalouden vesiensuojelun ongelmat tällä hetkellä ovat liian pienet tai kokonaan puuttuvat lannan varastointitilat. Tämä johtaa osaltaan lietelannan ja virtsan talvilevitykseen. Ensisijaisena tavoitteena onkin pidettävä lietelannan ja virtsan talvilevityksen lopettamista ja lannan, virtsan ja

puristenesteen pääsyn estämistä. Jo näillä toimenpiteillä voitaisiin estää kalakuolemat sekä poistaa haju-, maku- ja hygieniset haitat suurelta osin. Mikäli onnistutaan suorien päästöjen lopettamisen lisäksi vähentämään myös pelloilta huuhtoutuvien ravinteiden määrää voidaan odottaa maatalouden aiheuttaman fosforikuormituksen alenevan lähes puoleen nykyisestä vuoteen 2000 mennessä.

Maatalouden vesiensuojelutoimenpiteistä kiireellisimmiksi on kiistatta todettu karjanlannan asianmukaisen talteenoton ja hyväksikäytön toteuttaminen. Uusien karjasuojien lantat ja puristenesteen talteenotto täyttävät vesiviranomaisten vaatimukset, jos toimitaan maatilahallituksen rakentamisohjeiden mukaisesti, joiden mukaan mm. Keski- ja Pohjois-Suomessa varastot tulee tehdä vähintään 8 kuukautta varten. Vaikeutena onkin, miten saada korjattua vanhojen karjasuojien lantat. Olemassaolevien karjasuojien lantaloiden korjaamisen nykyvaatimuksia vastaaviksi on arvioitu maksavan yli 400 miljoonaa markkaa. Arviossa on mukana yli 100 sian sikaloiden ja yli 10 lehmän navetoiden lantat ja puristenesteen talteenotto. Välttämättömänä ja erittäin kiireellisenä on lisäksi pidetty vedenhankintavesistöjen valuma-alueilla olevien karjalousyksiköiden lantaloiden kunnostamista ja laajentamista sellaisiksi, että varastotilaa riittää 12 kuukaudeksi. Vähintään 100 miljoonaa markkaa on arvioitu tarvittavan, jotta Aurajoen, Ruskonjoen ja eräiden muiden Lounais-Suomen ja Pohjanmaan vedenhankintavesistöjen valuma-alueilla karjasuojien lantat saadaan nykyisiä vaatimuksia vastaaviksi.

Yksityisen tilan kohdalla lantalan laajentaminen ja esimerkiksi puuttuvan virtsakaivon rakentaminen tai lietesäiliön laajentaminen tahi puristenesteen talteenoton toteuttaminen maksaa kymmeniä tuhansia markkoja. Maatilalainoituksessa on karjasuojien rakentamislainojen osuus vähentynyt jatkuvasti ja olemassaolevien valtion osoittamien tukimuotojen merkitys on tällä hetkellä vähäinen. Etenkin, kun asuinseutu tai viljelijän tulot voivat evätä kokonaan tuen saannin.

Eräitä tukimuotoja on esitetty vesiensuojelutoimenpiteiden nopeuttamiseksi

Maatilatalouden vesiensuojelutoimikunta esitti kolmi-osaista rahoitustukea mautilojen vesiensuojelutoimenpiteiden nopeuttamiseksi. Kehittämisrahaston lainavarojen lisäämisen ja korkotukivarausten lisäämisen ohella toimikunta piti välttämättömänä erityisiä avustuksia myönnettäväksi alueilla, joilla toimenpiteet ovat poikkeuksellisen vaateliaat ja kiireelliset. Kolmantena ja varsin tehokkaana tukimuotona toimikunta piti vesiensuojeluinvestointien edistämistä verotuksen avulla. Tuolloin esitettiin, että lantalan tai vastaavan varaston poisto-oikeutta nopeutettaisiin tavanomaisesta rakennuksen 10 prosentista laitteiden 30 prosenttiin.

Maatilatalouden vesiensuojelutoimikunnan jatkotyöryhmän esityksissä vesiensuojelutoimenpiteiden tukemisen tarve nähtiin hieman toisin. Työryhmä nosti erityisalueiden eli siis lähinnä vedenhankintavesistöjen valuma-alueiden vesiensuojelutoimenpiteet kaikkien kiireellisimmiksi. Toimenpiteet oli työryhmän mielestä mahdollista toteuttaa 5 vuoden aikana vuotuisin noin 20 miljoonan markan investoinnein. Työryhmä esitti, että rahoitus järjestettäisiin niin, että 20 prosenttia katettaisiin viljelijöille myönnettävin avustuksin ja 60 prosenttia maatilalaissa tarkoitettuun korkotukilainoin, jolloin viljelijän omavastuuosuudeksi jäisi 20 prosenttia kustannuksista. Poisto-oikeuden nopeuttamista työryhmä esitti edelleen tutkittavaksi.

Vuoden 1987 budjetissa varoja lantaloiden korjaamiseen

Valtion vuoden 1987 tulo- ja menoarviossa on osoitettu ympäristöministeriön pääluokassa varoja maatalojen vesiensuojelutoimenpiteiden avustamiseen 1,5 miljoonaa markkaa. Maa- ja metsätalousministeriön pääluokassa on maatilalain mukaisten korkotukilainojen yhteydessä todettu, että lainoituksesta on tarkoitus ohjata enintään 20 000 000 markkaa lanta- ym. varastojen rakentamiseen vanhoihin tuotantorakennuksiin lähinnä vedenhankintavesistöjen alueella.

Tätä kirjoitettaessa ei ole vielä annettu valtioneuvoston päätöstä em. avustuksien myöntämisestä. Tarkempaa tietoa ei siis ole esimerkiksi siitä, sidotaanko avustuksen saanti maatilalainoituksen tapaan viljelijän tuloihin ja varallisuuteen. Vesi- ja ympäristöhallitus ei ole myöskään voinut lopullisesti määritellä niitä alueita, joiden karjasuojien korjaamiseen varat lähinnä on tarkoitettu. Todennäköistä kuitenkin on, että ensimmäisiksi tällaisiksi alueiksi määritellään Aurajoen ja Ruskonjoen valuma-alueet. Määräraha tullaan julistamaan haettavaksi mahdollisimman nopeasti valtioneuvoston päätöksen valmistuttua. Hakemukset on jätettävä vesi- ja ympäristöpiiriin, joka avustukset useimmissa tapauksissa myöntäneenä. Tulo- ja menoarvion määräraha on kaikeksi onneksi siirtomääräraha, joten nyt tapahtunut viivytys ei estä varojen käyttöä, vaan niitä voidaan osoittaa vaikkapa ensi vuoden puolella toteutettaviin hankkeisiin. Toivoo myös sopii, että vuoden 1988 budjetissa osoitettaisiin varoja vastaaviin vesiensuojelutoimenpiteisiin.

Maatalouden vesiensuojelutoimenpiteiden ohjaus ja valvonta

Edellä on esitetty maatalouden vesiensuojelutyön yleisiä tavoitteita. Esityksestä on vienyt suuren osan myös taloudellisten tukimuotojen käsittely. Näin ehkä siksi, että karjanlannan varastoinnin parantaminen nykyisestään vedenhankintavesistöjen valuma-alueilla on tällä hetkellä jossain määrin juuttunut ja odottaa vireillä

olevien tukimuotojen sisällöllistä täsmentymistä. Monia muitakin maatalouden vesiensuojelutoimintaan liittyviä asioita on vireillä.

Alueellinen vesiensuojelusuunnittelu on eräs hallinnollinen työmuoto, jonka avulla vesiensuojelun valtakunnalliset tavoitteet yritetään täsmentää ja kohdentaa vesistöalueittain. Suunnittelun ja muun alueellisen kehittämisen yhteydessä on yritetty myös hankkia tarkkoja ja jopa tilakohtaisia tietoja esimerkiksi vesiensuojelun kannalta hyödyllisten toimenpiteiden tarpeesta. Näitä on osaltaan voitu käyttää apuna yleisten maatalouden vesiensuojelutarpeiden hahmottelussa.

Hajakuormitukseen liittyvässä vesiensuojelussa ei voi liikaa korostaa ennalta ehkäisevän työn merkitystä. Maatalouden kuormittavat tekijät voidaan suurimmaksi osaksi poistaa tai ainakin aiheutuvat haitat minimoida, jos halua ja tietoa riittää. Vesilain pilaamiskiellto koskee pieniäkin kuormittajia, mutta vesien suojelua koskivista ennakkotoimenpiteistä annetun asetuksen (283/62) ilmoitusvelvollisiin on toistaiseksi kuulunut vain yli 100 sian sikala. Muun muassa maatilatalouden vesiensuojelutoimikunta on esittänyt vastaavankaltaisten navetoiden ja kanaloiden sekä tuorerehun valmistuksen sisällyttämistä em. luetteloon. Vesihallitus on tehnyt samansuuntaisen esityksen ympäristöministeriölle viime vuoden helmikuussa. Samalla esitettiin mm. turkistarhojen, kalankasvatuslaitosten ja turvetuotantoalueiden sisällyttämistä ilmoitusvelvollisten joukkoon.

Vesiensuojelun koskevien ennakkotoimenpiteiden käsittelyn on esitetty siirtyvän lähes kokonaan vesi- ja ympäristöpiirien vastuulle. Samoin ollaan muutoinkin siirtämässä toiminnan painoa ja vastuuta piirihallintoon. Kunnallisen ympäristöhallinnon kehittyminen ja vesi- ja ympäristöpiirien vastuun kasvaminen ovat omiaan parantamaan esimerkiksi maatalouden vesiensuojelutoimenpiteiden yksilöityä ja tapauskohtaista ohjausta ja valvontaa. Keskusviraston ja ylimmäisenä viranomaisena ympäristöministeriön tehtävänä on sitten huolehdittava yleisistä toimintalinjoista ja periaatteista sekä menettelytapojen yhtäläisyydestä eri puolilla maata.

Maatalouden vesiensuojelututkimusta on lisättävä

Maatalouden vesiensuojelukysymysten tutkimustarpeet ovat hyvin monenlaisia. Suurten ja pitkäaikaista perustutkimusta edellyttävien tutkimusten joukkoon voidaan lukea peltoalueilta tapahtuvan eroosion ja ravinteiden huuhtoutumisen selvittäminen sekä ilmiönä että mahdollisten vesiensuojelutoimenpiteiden osalta.

Torjunta-aineiden kulkeutuminen vesistöihin on myös vakava ja laaja tutkimusaihe. Samoin on selvitettävä peltoalueiden vesitalouden ja esimerkiksi maan tiivistymisen vaikutuksia huuhtoutumiseen. Erittäin tärkeää on käytännönläheisesti tutkia lannan levitystekniikkaa ja ehkäpä koko lannan käsittely- ja varastointijärjestelmää toisaalta ravinnesisällön säilymisen ja toisaalta hyväksikäytön kannalta. Parastaikaa työskentelee maa- ja metsätalousministeriön asettama työryhmä selvittämässä maatalouden ympäristövaikutustutkimuksen riittävyyttä ja tutkimustulosten kelvollisuutta maatalouden neuvonnan tarpeisiin. Työn pitäisi olla valmis syksyllä.

Maanviljelijän näkökulma mukaan vesiensuojelutoimenpiteiden kehittämiseen

Maatalouden vesiensuojelutoimenpiteiden kehittämistä voitaisiin nopeuttaa ja tehdä nykyistä tarkoituksenmukaisemmaksi myös maatalouden näkökulmasta asiaa tarkastelevien mielestä, jos kehitystyöhön kytkettäisiin viljelijät mukaan. Paikallisten ja alueellisten ongelmien ratkaisut olisivat mietittävässä ja löydettävässä viljelijöiden ja asiantuntijoiden yhteistuumin. Varsinkin viljelytapojen muuttaminen vesiensuojelun kannalta nykyistä paremmiksi voi monin paikoin olla mahdollista varsin vähin vaivoin ja itse viljelyn tulosta juurikaan heikentämättä. Viljelijänkin tulos voi olla tyydyttävämpi, kun maa-aineksen eroosio ja ravinnetappiot vältetään. Suurelta osaltaan maatalouden ja vesiensuojelun edut ovat yhteiset. Karjanlanta on esimerkiksi omavaraista ja arvokasta lannoitetta, puristeneste samoin. Eivät ne kuulu vesistöön, eivät myöskään kalliit väkilannoitteet tai pellon paras maa-aines.

Kirjallisuutta

HELCOM Recommendation 7/2. Meriympäristöneuvottelukunnan kirje nro 22/86. Helsinki 30.10.1986.

Kauppi, L. 1979. Phosphorus and nitrogen input from rural population agriculture and forest fertilization to watercourses. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 34. Helsinki 1979.

Kauppi, L. 1984. Contribution of agricultural loading to the deterioration of surface water in Finland. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 57. Helsinki 1984.

Kempainen, E. 1983. Karjanlannan hoito ja käyttö Suomessa. Biologisen typensidonnän ja ravintetyypen hyväksikäytön projektin moniste 4. Helsinki 1986.

Maatilatalouden vesiensuojelutoimikunnan mietintö. Komiteanmietintö 1983:66. Helsinki 1983.

Maatilatalouden vesiensuojelutoimikunnan jatkotyöryhmän mietintö. Ympäristöministeriön Sarja C. 18/1986. Helsinki 1986.

Mansikkaniemi, H. 1982. Maaperän eroosio intensiivisesti viljellyillä alueilla Lounais-Suomessa. Turun yliopiston maantieteen laitoksen monisteita nro 3. Turku 1982.

Vesiensuojelun tavoiteohjelma vuoteen 1995. Komiteanmietintö 1986:42. Helsinki 1986.

Esko Ala-Ketola

VESIENSUOJELU MAATALOUSTUOTTAJAN NÄKÖKULMASTA

Vesi on maatalouden harjoittamisen välttämätön edellytys. Vettä tarvitaan ihmisten ja karjan juomavedeksi sekä talousvedeksi sekä yhä enemmän määrin myös kasteluvedeksi. Koska tilat ovat hajallaan pitkien välimatkojen päässä toisistaan ja veden kuljetus kallista, on tärkeätä, että vesi saadaan omalta tilalta talouskeskusten läheltä. Juomaveden on oltava laadultaan hyvää. Samoin on oltava myös talousveden laadultaan ainakin tyydyttävää.

Vesistöjen säilyminen puhtaana on tärkeätä myös maatalouden harjoittaman kotitarvekalastuksen, maatilamatkailun ja hänen oman virkistyskäyttönsä kannalta.

Maatalouden harjoittamisesta niinkuin kaikesta yritystoiminnasta, aiheutuu myös vesistöjen laadun muuttumista. Vesilaki kieltää kuitenkin ilman vesioikeuden lupaa ryhtymästä toimenpiteeseen, joka aiheuttaa vesistön pilaantumista. Tällä säännöksellä on lainsäätäjä halunnut turvata vesistöjen normaalin, kohtuullisen ja järkevän hyväksikäytön. Vesiviranomaisten ja oikeuksien vastuulla puolestaan on, ettei vesistöjä pilata löysillä luvilla ja siten vaikeuteta muitten elinkeinojen kuten maatalouselinkeinon harjoittamista.

Tulevaisuudessa vesistöjen eri käyttömuodot lisääntyvät. Tämän vuoksi on myöskin entistä enemmän kiinnitettävä huomiota vesistöjen suojeluun. Sen lähtökohtana on, että vesien ja muiden luonnonvarojen käyttö ja säilyttäminen tulee turvata myös tulevaisuudessa samoin kuin eri käyttömuotojen ja tapojen kehittämisedellytyksetkin. Käyttäjiä ei saa asettaa eriarvoiseen asemaan asetettujen vaatimusten suhteen.

Vesistöjä kuormittavat teollisuus, yhdyskunnat ja hajakuormitus. Toimistopäällikkö Raimo Penttisen "Vesipäivä 85" esittämien tietojen mukaan ns. suurteollisuuden tai suurten asutuskeskusten jätevesikuormituksen vaikutuksesta tyydyttävästi likaantuneita järviä on noin 1 200 km², välttäviä noin 210 km² ja huonoja noin 110 km². Rannikkovesissä ovat vastaavat luvut 660, 230 ja 45 km² ja jokivesissä 380, 470 ja 80 km².

Hajakuormitusta aiheuttavat mm. maaseudulla asuvat 1,7 miljoonaa asukasta ja noin 1 miljoona kesäasukasta, leirintäalueet, majoitusliikkeet, varuskunnat ja niiden leirialueet, koulut, oppilaitokset, kurssi- ja leirikeskukset, huvipaikat, lomakylät, liikenne, liikkuva virkistäytyminen, kuntien ja kaupunkien kaatopaikat ongelmajätteineen, viemärien hule ja vuotovedet, maa- ja metsätalous, uitto- ja vesirakentaminen, turpeenotto, tekoaltaat, ilman saasteet, teiden suolaus, liikenne jne.

Tutkimustuloksiin nojautuen voidaan todeta, että maataloudella on osuutensa vesien kuormituksessa, muttei sen hajakuormitus uhkaa suurten vesistöjemme ja järviemme puhtautta. Mikäli taasen joitakin vesistöjä on erityisesti suojeltava esimerkiksi sen vuoksi, että kyseinen vesistö on jonkun taajaman käyttövesivarasto, on sen joka erityissuojelua edellyttää, vastättava siitä aiheutuvista kustannuksista.

Maan ja vesien pilaantuminen on merkinnyt maataloustuottajalle vaikeuksia juoma-, talous- ja kästeluvesien saannin suhteen. Samoin se on vähentänyt kalastusosaaliita. Saastuneet vedet käyvät huonosti virkistykseen ja vaikeuttavat maatilamatkailun harjoittamista. Maatalouden harjoittaja edellyttääkin riittävää vesiensuojelua, mutta samalla hän myös edellyttää oikeutta vesien normaaliin, kohtuulliseen ja järkevään hyväksikäyttöön sellaiseen, joka ei aiheuta tämän elinkeinotoiminnan harjoittamiselle kohtuuttomia ja muita elinkeinotoiminnan harjoittajia suurempia vaatimuksia.

HAJAKUORMITUS ITÄMEREN SUOJELUSSA

1. JOHDANTO

Meriympäristön suojelun yleistavoite on pitää yllä meren ekologista tasapainoa, jotta meren elollisten luonnonvarojen tuottokyky, meriluonnon moninaisuus ja kauneus sekä meren, saariston ja rannikon virkistyskäyttömahdollisuudet säilyisivät. Keskeiset meriympäristön suojelua ohjaavat lait ovat vesilain lisäksi laki (298/79) ja asetus (185/81) meren pilaantumisen ehkäisemisestä ja laki (300/79) ja asetus (297/80) aluksista aiheutuvan vesien pilaantumisen ehkäisemisestä. Kansainvälisiä meriympäristön suojelua koskevia velvoitteita sisältyy mm. YK:n merioikeussopimukseen vuodelta 1983 ja Itämeren alueen merellisen ympäristön suojelua koskevaan yleissopimukseen, ns. Helsingin sopimukseen.

2. HELSINGIN SOPIMUS JA KOMISSIO

Helsingin sopimus (Sop.S 12/80) allekirjoitettiin Helsingissä 1974 ja tuli voimaan 1980 kaikkien seitsemän Itämeren ranta-valtion ratifioitua sen. Suomi on sopimuksen tallettajahallitus. Sopimus solmittiin Suomen tekemästä aloitteesta. Vuosina 1974-1980 Suomi vastasi ns. väliaikaisen komission sihteeristöpalveluista. Sopimuksen mukainen Helsingin komissio, johon kaikki sopimuspuolet osallistuvat, kokoontuu vuosittain Helsingissä. Komission pysyvä kansainvälinen sihteeristö sijaitsee myös Helsingissä. Komission ja sen sihteeristön asema Suomessa on määriteltä komission ja Suomen välisellä ns. päämajasopimuksella. Suomi maksaa jäsenmaksuosuutensa lisäksi vuosittain huomattavan lisämaksuosuuden, jolla katetaan osa komission sihteeristön toiminnan kuluista.

Helsingin sopimus on ensimmäinen kokonaisvaltainen meriympäristön suojelua koskeva yleissopimus. Se kattaa sekä maalta, ilmasta että aluksista peräisin olevan, merta pilaavan kuormituksen, kieltää dummppauksen (lukuunottamatta kansallisen viranomaisen etukäteisluvalla ruoppausmassoja sekä merenkulun hätätapauksia) sekä edellyttää yhteistyötä tutkimuksessa ja öljy- ja kemikaalivahinkojen torjunnassa. Sopijavaltiot tekevät myös kaikkensa ehkäistäkseen merellisen ympäristön pilaantumisen merenpohjan ja sen sisustan tutkimuksen ja hyväksikäytön yhteydessä.

3. KOMISSION ORGANISAATIO

Helsingin komissio on asettanut kolme pysyvää komiteaa: tieteellis-teknologinen, merenkulku- ja torjuntakomitea. Komiteoilla on apunaan lukuisia työryhmiä.

Tieteellis-teknologinen komitea (STC) avustaa komissiota erityisesti asioissa, jotka koskevat
- maalta peräisin olevaa kuormitusta (yhdyskunnat, teollisuus, maatalous)

- ilman kautta tulevaa kuormitusta
- Itämereen tulevan radioaktiivisen kuormituksen seuranta
- Itämeren tilan seuranta komission hyväksymän yhteisen seurantaohjelman (Baltic Monitoring Programme) puitteissa ja määrääjain tehtävää tilan arviointia ja yhteenvedoa
- Itämeri-bibliografiaa.

Merenkulkukomitea (MC) avustaa asioissa, jotka koskevat

- aluksista tulevan kuormituksen ehkäisyä
- merenkulun turvallisuutta
- jätteen vastaanottolaitteita satamissa
- osittain huviveneitä ja niiden jätehuoltoa.

Torjuntakomitea (CC) avustaa asioissa, jotka koskevat

- öljyntorjuntaa
- muiden haitallisten aineiden (kemikaalien) torjuntaa.

4. SEURANTA-OHJELMA JA TILAN ARVIOINTI

Itämeren tilaa pyrittiin arvioimaan jo vuonna 1977. Sen pohjalta laadittiin yhteinen seurantaohjelma, jota sopimusvaltioiden tutkimuslaitokset ja -alukset toteuttavat Helsingin komissiossa laaditun yksityiskohtaisen käsikirjan mukaisesti (Guidelines for the Baltic Monitoring Programme).

Ensimmäinen varsinainen Itämeren tilan arvio on vuodelta 1980, "Assessment of the Effects of Pollution on the Natural Resources of the Baltic Sea" (Helsinki Commission 1981).

Uusin tilan arvio on tehty vuosilta 1980-1985 ja julkaistu vuonna 1986 Helsingin komission julkaisusarjassa, "First Periodic Assessment of the State of the Marine Environment of the Baltic Sea Area, 1980-1985; General Conclusions" (Helsinki Commission 1986).

Itämeren tilan arvioita on tarkoitus edelleenkin tehdä viiden vuoden ajanjaksoilta yhteisestä seurantaohjelmasta ja muista tutkimuksista saatavien tulosten perusteella.

Vapaaehtoisuuteen perustuva, kunkin valtion omien sisäisten aluevesien tilan tarkkailu ja tulosten raportointi auttavat mereen tulevan kuormituksen ja aavan meren tilan välisen syy/seuraus - yhteyden selvittämisessä. Näistä rannikon läheisten merialueiden tilan tarkkailuista ovat kansalliset "coastal assessmenttinsä" jo komissiolle toimittaneet Neuvostoliitto, Puola ja Suomi (Pitkänen, H. ym. 1987).

Seurantatutkimukset aloitettiin jo vuonna 1979 väliaikaisen komission toimesta. Havaintopisteet ja -alueet hydrografisia, kemiallisia ja biologisia tutkimuksia varten on valittu siten, että saataisiin mahdollisimman edustavaa tietoa Itämeren avomerialueiden tilasta (kuva). Seurantatulosten vertailukelpoisuutta on pyritty parantamaan yhteisillä vertailututkimuksilla ja järjestämällä yhteisiä työkokouksia menetelmien yhdenmukaistamiseksi.

Helsingin sopimuksen puitteissa tehdyn työn myönteisiä tuloksia on todettavissa esimerkiksi vaarallisten aineiden pitoisuuksien alenemisena meriympäristössä. Selvä DDT:n, elohopean ja PCB-yhdisteiden pitoisuuksien väheneminen on todettu kaloissa, hylkeissä ja linnuissa. Kuitenkin on vielä monia ratkaisua vaativia ongelmia, kuten yhä liian korkeat ravinne-pitoisuudet ja ajoittain huomattava hapettomuus Itämeren pääsyvänteissä (Helsinki Commission, 1986).

5. ITÄMEREN KUORMITUSARVIOT

Ensimmäisen kerran Itämereen tulevaa, maalta peräisin olevaa kuormitusta pyrittiin arvioimaan jo väliaikaisen komission aikana vuosina 1974-80. Vuonna 1980 hyväksytyn kyselyn avulla toivottiin sopimusvaltioiden vapaaehtoisesti antavan tietoja ensisijaisesti orgaanisen aineen (BHT ja KHT) ja ravinteiden (typen ja fosforin) yhdyskunnista ja jokien kautta tulevasta kuormituksesta. Myöhemmin korostettiin myös tärkeimpien haitallisten aineiden kuormitustietojen saannin tärkeyttä ja pyydettiin tietoja myös teollisuudesta peräisin olevasta kuormituksesta.

Komission 5. kokous päätti vuonna 1984, että kuormitusarviot julkaistaisiin Helsingin komission julkaisusarjassa. Useat sopimusvaltiot halusivat kuitenkin vielä korjata tai antaa uudempiä kuormitustietoja. Tästä ja edellä mainitusta, monivaiheisesta tietojen keruusta johtuen ensimmäiseen kuormitusyhteenvetoon kootun kuormitustiedon ikä vaihteli sopimusvaltiosta ja kuormituslähteestä toiseen.

Ilman kautta Itämereen tulevan kuormituksen ensimmäiset karkeat arviot olivat käytettävissä vuonna 1986. Tiedon lukuisista puuttumisista, aineistojen erilaisesta alkuperästä ja erilaisista kuormituslähteistä johtuen vuoden 1987 tammikuussa julkaistussa yhteenvedossa "First Baltic Sea Pollution Load Compilation" (Helsinki Commission 1987) on esitetty vain alustavat arviot ilman kautta tulevasta kokonaiskuormituksesta.

Tässä yhteydessä taulukkoina esitettyjä Suomea koskevia kuormitustietoja (liite 1) tarkasteltaessa on erittäin tärkeää muistaa, että arvot eivät Suomenkaan osalta ole täysin samoilta ajankohdilta ja että kuormituksen laskentamenetelmät eivät välttämättä ole samoja kuin nykyisin käytössä olevat.

Ensimmäisen kuormitusarvion valmistelun yhteydessä todettiin hyvin tärkeäksi kehittää seuraavaa kuormitusarviota varten yhteisesti hyväksytty menettely arvojen laskemiselle ja ilmoittamiselle. Tietojen parempi luotettavuus ja vertailtavuus edellyttävät myös itse näytteenotto- ja analysointimenetelmien yhdenmukaistamista.

Kaikista puutteistaan huolimatta nyt käytettävissä oleva ensimmäinen yhteenveto Itämereen tulevasta kuormituksesta antaa käsityksen eri lähteistä tulevan kuormituksen suuruusluokasta ja keskinäisistä suhteista.

Suomen osalta eri kuormituslähteistä, yhdyskunnista, teollisuudesta ja jokien kautta tulevan kuormituksen osuus vastaa vasta kokonaiskuormituksesta on merialueittain seuraava:

Perämeri	yhdyskunnat	teollisuus	joet
kok.N	4 %	6 %	90 %
kok.P	4 %	7 %	89 %
BHT	2 %	39 %	59 %
Selkämeri			
kok.N	4 %	2 %	94 %
kok.P	4 %	10 %	86 %
BHT	3 %	34 %	63 %
Saaristomeri			
kok.N	16 %	3 %	81 %
kok.P	10 %	2 %	88 %
BHT	49 %	23 %	28 %
Suomenlahti			
kok.N	23 %	3 %	74 %
kok.P	23 %	5 %	72 %
BHT	7 %	33 %	60 %

Jokien kautta tuleva kuormitus on siis selvästi suurin "kuormituslähde" rannikkovesissä ja siten myös koko Itämeren ajatellen. Niinpä olisi erittäin tärkeää saada valmiiksi sekä kansallisesti että kansainvälisesti yhteisesti hyväksyttävät luotettavat kuormituksen laskenta- ja arvioimismenetelmät. Vaikeinta on erottaa jokien kautta mereen tulevasta kuormituksesta ns. luonnon kuormitus, hajakuormitus sekä jokivarren yhdyskunnista ja teollisuudesta tuleva kuormitus. Tähän pitäisi kuitenkin päästä, jotta voitaisiin arvioida erilaisten vesiensuojelutoimenpiteiden vaikutusta mereen tuleviin kuormitusmääriin.

6. SUOJELUTOIMENPITEET

Itämeren tilan säilyttämiseksi tai parantamiseksi on Helsingin komissiossa pyritty tekemään päätöksiä sekä merialueelle tulevan kuormituksen laadusta, määrästä ja vaikutusten seurannasta että merenkulkuun ja veneilyyn liittyvistä suojelutoimenpiteistä samoin kuin onnettomuustapauksia varten vaadittavista torjuntavalmiuksista.

Komission päätökset - joiden on oltava yksimielisiä - ovat suosituksia Helsingin komission seitsemälle sopimusvaltiolle. Sopimusvaltiot ryhtyvät niiden johdosta tarvittaviin kansallisiin lainsäädännöllisiin toimenpiteisiin ja raportoivat niistä määräajoin komissiolle. Komissiolla ei ole mahdollisuutta pakottaa sopimusvaltioita toteuttamaan hyväksytyjä suosituksia, mutta yleensä valtiot ovat noudattaneet niitä. Vuosien 1980-1987 aikana on hyväksytty jo 56 suositusta.

Tieteellis-teknologisen komitean osalta Helsingin komissio hyväksyi vuoden 1986 helmikuussa pitkän aikavälin toimintasuunnitelman, jossa erityistä huomiota on kiinnitetty maalta peräisin olevan kuormituksen vähentämiseen.

Helsingin komissiossa on hyväksytty vuoden 1980 jälkeen 20 kuormituksen vähentämistä tai sen seuranta koskevaa suositusta (liite 2). Näistä kaksi käsittelee maataloudesta tulevaa kuormitusta (liite 3 ja 4).

Komission 7. kokouksessa vuonna 1986 hyväksytyssä suosituksessa 7/2 koskien toimenpiteitä maatalouden päästöjen vähentämiseksi esitetään, että:

- a) maanviljelystä tulisi harjoittaa seuraavissa olosuhteissa:
 - (i) lannan ja säilörehun varastointia sekä päästöjen valvontaa tulisi parantaa;
 - (ii) viljelykäytännössä tulisi toteuttaa ravinteiden optimaalinen käyttö esimerkiksi viljelysuunnitelman, viljavuustutkimuksen, oikean lannoitusajankohdan, annostelun ja levitystekniikan sekä vuoroviljelyn avulla;
 - (iii) karjataloudessa pitäisi varata tietty maa-ala eläintä kohti lannan levityksen ja/tai laiduntamisen seurauksena ympäristöön kohdistuvan haitallisen huuhtoutumisen välttämiseksi;
 - (iv) suojavyöhykkeitä tulisi, paikalliset olosuhteet huomioon ottaen, perustaa erityisen rehevöitymisherkille vesistöalueille;
 - (v) talousjätevesiä, maitotalouden, työkoneiden ym. pesuvesiä tulisi valvoa;
- b) tietämystä käytännön maataloudesta ja ympäristöongelmista tulisi parantaa mm:
 - (i) tiedottamalla ja kouluttamalla viljelijöitä ja neuvojia keinolannoitteiden ja käytännön maatalouden ympäristövaikutuksista;
 - (ii) tutkimalla maatilatalouden, viljelykäytännön ja viljelylajin valinnan ympäristövaikutuksia ja kehittämällä ympäristön kannalta paras viljelykäytäntö;
 - (iii) tarkkailemalla ravinteiden hävikkejä;
- c) sopimuspuolilla tulisi olla läheistä yhteistyötä ja kokemusten vaihtoa ympäristön kannalta oikeasta maanviljelyskäytännöstä.

Tämän vuoden helmikuussa pidetyssä komission kokouksessa hyväksytyssä suosituksessa 8/2 koskien maataloudessa käytettävien torjunta-aineiden aiheuttaman pilaantumisen ehkäisemistä esitetään FAO:n vuonna 1985 hyväksymän ohjeiston mukaisesti, että:

- a) torjunta-aineiden tahaton vesistöön pääsy tulisi ehkäistä kehittämällä asianmukaisia käyttömenetelmiä. Suojavyöhykkeiden perustamista vesistöjen läheisyyteen tulisi rohkaista. Lentolevitystä tulisi tiukasti valvoa;
- b) torjunta-aineita ei saisi niitä käsiteltäessä ja varastoida päästä vesistöön tai pohjaveteen. Ruiskutusvälineiden ja torjunta-ainesäiliöiden hävittämistä tulisi tiukasti valvoa;
- c) tietoutta torjunta-aineiden aiheuttamista ympäristöhaitoista tulisi parantaa keräämällä ja vaihtamalla tietoa torjunta-aineiden esiintymisestä Itämeressä ja Itämereen

laskevissa vesistöissä sekä torjunta-aineiden vaikutuksista näihin vesialueisiin;

- d) torjunta-aineita tulisi käyttää ympäristön kannalta oikealla ja terveellä tavalla. Maanviljelijöitä tulisi valistaa ja kouluttaa suosituksen liitteen suuntaviivojen mukaisesti;
- e) maanviljelyksen tuhohyönteisten ja rikkaruohojen rajoittamiseen tulisi kehittää vaihtoehtoisia menetelmiä ja näiden menetelmien käyttämistä kaikissa mahdollisissa tapauksissa tulisi rohkaista.

Maataloudesta tulevan kuormituksen päästöjen pienentämiseen tarkoitettut Helsingin komission hyväksymät suositukset ovat vaatimuksiltaan vielä melko yleisiä. Niiden sisällön edellytetään kuitenkin vaikuttavan kunkin sopimusvaltion, siis myös Suomen, kansallisiin ohjeisiin ja päätöksiin.

Helsingin komissio on päättänyt, että seuraava kokous vuoden 1988 helmikuussa pidetään ministeritasolla. Tämän vuoksi pyritään kyseiseen kokoukseen valmistelemaan joko uusia suosituksia tai tehostamaan aikaisemmin hyväksytyjä suosituksia erityisesti maalta peräisin olevan kuormituksen osalta.

7. YHTEENVETO

Itämeren merellisen ympäristön suojelemiseksi on Helsingin komissio julkaissut ensimmäisen arvion merialueelle tulevan kuormituksen määrästä. Vaikka se on vielä puutteellinen ja osittain epäluotettava, on siitä nähtävissä yhdyskunnista, teollisuudesta, jokien kautta ja eräiden aineiden osalta myös ilman kautta tulevan kuormituksen keskinäiset suuruussuhteet. Jokien kautta tuleva kuormitus muodostaa merkittävän osan kokonaiskuormituksesta.

Helsingin komissio on hyväksynyt lukuisia suosituksia maalta peräisin olevan kuormituksen vähentämiseksi. Jokien kautta tai suoraan rannikon valuma-alueilta tulevaa kuormitusta koskevia suosituksia on maatalouden osalta voimassa kaksi kappaletta.

KIRJALLISUUTTA

Baltic Marine Environment Protection Commission - Helsinki Commission, 1981. Assessment of the Effects of Pollution on the Natural Resources of the Baltic Sea, 1980. Part A-1: Overall Conclusions. Baltic Sea Environment Proceedings No. 5 A. 29 p.

Baltic Marine Environment Protection Commission - Helsinki Commission, 1981. Assessment of the Effects of Pollution on the Natural Resources of the Baltic

Sea, 1980. Part A-1: Overall Conclusions. Part A-2: Summary of Results. Part B: Scientific Material. Baltic Sea Environment Proceedings No. 5 B. 426 p.

Baltic Marine Environment Protection Commission - Helsinki Commission, 1984. Guidelines for the Baltic Monitoring Programme for the Second Stage. Baltic Sea Environment Proceedings No. 12. 251 p.

Baltic Marine Environment Protection Commission - Helsinki Commission, 1986. First Periodic Assessment of the State of the Marine Environment of the Baltic Sea Area, 1980-1985; General Conclusions. Baltic Sea Environment Proceedings No. 17 A. 56 p.

Baltic Marine Environment Protection Commission - Helsinki Commission, 1987. First Baltic Sea Pollution Load Compilation. Baltic Sea Environment Proceedings No. 20. 56 p.

Pitkänen, H., Kangas, P., Miettinen, V. & Ekholm, P., 1987. The State of the Finnish Coastal Waters in 1979-1983. Helsinki, vesi- ja ympäristöhallitus. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 1987. Nro 19. 158 p.

Ref. Baltic Marine Environment
Protection Commission -
Helsinki Commission, 1987.

Liite 1.

POLLUTION LOAD COMPILATION
Area abbreviation: ARC-FIN
ARCHIPELAGO SEA - FINLAND

PARAMETER SUBSTANCE	UNIT	FROM MUNICIPAL.(REF.	THROUGH RIVERS(REF.	FROM INDUST.(REF.	TOTAL SUM
NITROGEN	TOT-N T/A	1160(1	5800(2	200(2	7160
PHOSPHORUS	TOT-P T/A	64(1	540(2	10(2	614
B O D	BOD T/A	1950(2	1100(2	900(2	3950
MERCURY	HG KG/A	30(3	((30
CADMIUM	CD KG/A	30(3	30(6	0(2	60
ZINC	ZN T/A	12(3	8(6	4(4	24
LEAD	PB T/A	1(3	1(6	(2
COPPER	CU T/A	2(3	3(6	1(4	6
OIL	OIL T/A	70(5	0(5(2	75
ARSENIC	AS T/A	(3(6	(3
NICKEL	NI T/A	(((
VANADIUM	V T/A	(((
CHROMIUM	CR KG/A	(5(6	(5

Please see references for details
of the annual discharges

P O L L U T I O N L O A D C O M P I L A T I O N
 A r e a a b b r e v i a t i o n : B O B - F I N
 B O T H N I A N B A Y - F I N L A N D

PARAMETER SUBSTANCE	UNIT		FROM MUNICIPAL.(REF.	THROUGH RIVERS(REF.	FROM INDUST.(REF.	TOTAL SUM
NITROGEN	TOT-N	T/A	1140(2	28000(2	1970(2	31110
PHOSPHORUS	TOT-P	T/A	75(2	1700(2	134(2	1909
B O D	BOD	T/A	2480(2	69000(2	46000(2	117480
MERCURY	HG	KG/A	20(3	(60(2	80
CADMIUM	CD	KG/A	40(3	1500(6	100(2	1640
ZINC	ZN	T/A	7(3	240(6	79(2	326
LEAD	PB	T/A	1(3	25(6	(26
COPPER	CU	T/A	1(3	96(6	17(2	114
OIL	OIL	T/A	70(5	500(9	70(9	640
ARSENIC	AS	T/A	(21(6	1(2	22
NICKEL	NI	T/A	((60(2	60
VANADIUM	V	T/A	(((
CHROMIUM	CR	KG/A	(55(6	(55

Please see references for details
 of the annual discharges

P O L L U T I O N L O A D C O M P I L A T I O N
 A r e a a b b r e v i a t i o n : B O S - F I N
 B O T H N I A N S E A - F I N L A N D

PARAMETER SUBSTANCE	UNIT	FROM MUNICIPAL.(REF.	THROUGH RIVERS(REF.	FROM INDUST.(REF.	TOTAL SUM
NITROGEN	TOT-N T/A	604(1	14000(2	348(1	14952
PHOSPHORUS	TOT-P T/A	38(1	900(2	110(2	1048
B O D	BOD T/A	1660(1	32000(2	17000(2	50660
MERCURY	HG KG/A	30(3	(64(2	94
CADMIUM	CD KG/A	50(3	1200(6	420(2	1670
ZINC	ZN T/A	8(3	140(6	170(2	318
LEAD	PB T/A	2(3	19(6	4(2	25
COPPER	CU T/A	2(3	39(6	24(2	65
OIL	OIL T/A	60(5	1000(9	0(2	1060
ARSENIC	AS T/A	(28(6	4(2	32
NICKEL	NI T/A	((36(2	36
VANADIUM	V T/A	((290(2	290
CHROMIUM	CR KG/A	(37(6	78(2	115

Please see references for details
 of the annual discharges

P O L L U T I O N L O A D C O M P I L A T I O N
 A r e a a b b r e v i a t i o n : G U F - F I N
 G U L F O F F I N L A N D - F I N L A N D

PARAMETER SUBSTANCE	UNIT		FROM MUNICIPAL.(REF.	THROUGH RIVERS(REF.	FROM INDUST.(REF.	TOTAL SUM
NITROGEN	TOT-N	T/A	3800(1	12000(10	495(1	16295
PHOSPHORUS	TOT-P	T/A	200(1	620(10	42(1	862
B O D	BOD	T/A	5400(1	47000(10	25300(1	77700
MERCURY	HG	KG/A	80(3	((80
CADMIUM	CD	KG/A	80(3	300(8	(380
ZINC	ZN	T/A	19(3	100(8	(119
LEAD	PB	T/A	2(3	10(8	(12
COPPER	CU	T/A	3(3	50(8	1(7	54
OIL	OIL	T/A	200(9	1000(9	34(9	1234
ARSENIC	AS	T/A	(20(8	(20
NICKEL	NI	T/A	(((
VANADIUM	V	T/A	(((
CHROMIUM	CR	KG/A	(30(8	(30

Please see references for details
 of the annual discharges

HELSINGIN KOMISSION SUOSITUKSIA

Helsingin komissiossa vuoden 1980 jälkeen hyväksytyt suositukset Itämeren saastumisen estämiseksi on julkaistu "Baltic Sea Environment Proceedings" -sarjassa (ISSN 0357-2994).

1. Kunnallisten ja teollisuuden jätevesipäästöjen sekä haja-kuormituksen rajoittamiseen tähtäävät suositukset tarkoituksena rehevöitymisen estäminen ja ympäristömyrkköjen mereen pääsyn rajoittaminen
 - sekä kunnallisten että teollisuuden jätevesien ravinnepäästöjen vähentämistä koskeva suositus (HELCOM Recommendation 6/7, Baltic Sea Environment Proceedings No. 15)
 - maatalouden aiheuttamaa kuormitusta koskeva suositus (HELCOM Recommendation 7/2, Baltic Sea Environment Proceedings No. 18)
 - maanviljelyksessä käytettävien torjunta-aineiden aiheuttaman pilaantumisen vähentämistä koskeva suositus (HELCOM Recommendation 8/1, julkaistaan Baltic Sea Environment Proceedings -sarjassa)
 - asuma-alueiden päästöjen pienentämiseen viemäröintiä tehostamalla koskeva suositus (HELCOM Recommendation 7/3, Baltic Sea Environment Proceedings No. 18)
 - yhdyskuntajätevesien tehokasta puhdistusta koskeva suositus (HELCOM Recommendation 8/2, julkaistaan Baltic Sea Environment Proceedings -sarjassa)
 - teollisuuslaitoksista peräisin olevien jätevesien esikäsittelyä koskeva suositus (HELCOM Recommendation 7/4, Baltic Sea Environment Proceedings No. 18)
 - hulevesien käsittelyä koskeva suositus (HELCOM Recommendation 7/5, Baltic Sea Environment Proceedings No. 18)
 - kloorialkalitehtaiden elohopeapäästöjen rajoittamista koskeva suositus (HELCOM Recommendation 6/3, Baltic Sea Environment Proceedings No. 15)
 - hammashoidosta aiheutuvien elohopeapäästöjen rajoittamista koskeva suositus (HELCOM Recommendation 6/4, Baltic Sea Environment Proceedings No. 15)
 - elohopeaa ja kadmiumia sisältävien paristojen käsittelyä koskeva suositus (HELCOM Recommendation 6/5, Baltic Sea Environment Proceedings No. 15)
 - kadmiumpäästöjen rajoittamista koskeva suositus (HELCOM Recommendation 6/6, Baltic Sea Environment Proceedings No. 15)
 - hulevesiviemäreiden kautta tulevien öljypäästöjen vähentämiseen tähtäävä suositus (HELCOM Recommendation 5/1, Baltic Sea Environment Proceedings No. 13)

- jalostamoiden öljypäästöjä koskeva suositus (HELCOM Recommendation 6/2, Baltic Sea Environment Proceedings No. 15)
- PCB-yhdisteiden käytön rajoitusta koskeva suositus (HELCOM Recommendation 3/1, Baltic Sea Environment Proceedings No. 7 ja 8)
- DDT:n käytön lopettamista koskeva suositus (HELCOM Recommendation 3/2, Baltic Sea Environment Proceedings No. 7 ja 8)
- PCB- ja PCT-yhdisteiden käytön lopettamista koskeva suositus (HELCOM Recommendation 6/1, Baltic Sea Environment Proceedings No. 15).

2. Kuormituksen seuranta koskevat suositukset

- mereen ilman kautta tulevan kuormituksen seuranta koskeva suositus (HELCOM Recommendation 7/1, Baltic Sea Environment Proceedings No. 18)
- Itämeren radioaktiivisuuden seuranta koskeva suositus (HELCOM Recommendation 8/1, julkaistaan Baltic Sea Environment Proceedings -sarjassa).

3. Hylkeiden suojelua koskevat suositukset

- Itämeren alueen hylkeiden suojelualueita ja pyynnin rajoittamista koskeva suositus (HELCOM Recommendation 3/3, Baltic Sea Environment Proceedings No. 7 ja 8)
- (- DDT:n sekä PCB- ja PCT-yhdisteiden käyttökieltoja koskevat suositukset vaikuttavat osaltaan myös hylkeiden suojeluun; 3/1, 3/2 ja 6/1).

CONVENTION ON THE PROTECTION OF THE MARINE
ENVIRONMENT OF THE BALTIC SEA AREA

Liite 3.

BALTIC MARINE ENVIRONMENT PROTECTION
COMMISSION - HELSINKI COMMISSION -

HELCOM 7/14

Annex 4

Seventh Meeting
Helsinki 11-14 February 1986

HELCOM RECOMMENDATION 7/2

Adopted 11 February 1986, having regard
to Article 13, Paragraph b) of
the Helsinki Convention

RECOMMENDATION CONCERNING MEASURES AIMED AT THE
REDUCTION OF DISCHARGES FROM AGRICULTURE

THE COMMISSION,

RECALLING that according to Article 6 of the Convention
on the Protection of the Marine Environment of the
Baltic Sea Area, 1974, (Helsinki Convention), the
Contracting Parties undertake to take all appropriate
measures to control and minimize land-based pollution
of the marine environment of the Baltic Sea Area,

NOTING the increasing concentrations of nutrients in
the marine environment causing negative effects on
ecosystems including eutrophication and oxygen
depletion,

RECOGNIZING the importance of discharges from
agriculture as sources of pollution of the marine
environment by nutrients,

DESIRING to limit this pollution by accomplishing
special measures concerned,

RECOMMENDS to the Governments of the Contracting
Parties to the Helsinki Convention that:

a) the farming practice should be managed under the
following conditions:

(i) the storage facilities for manure and silage
should be improved, including effluent
control;

(ii) the cultivation practice should be carried
out with optimum use of nutrients, e.g.
fertilization plan, soil mapping, timing,
dosage, spreading technique, crop rotation;

- (iii) in animal husbandry, a certain area of farmland should be designated per animal to avoid harmful leaching to the environment as a consequence of manure spreading and/or animal pasturing;
 - (iv) water protecting zones should be established along specified eutrophication sensitive water bodies, taking into account local conditions;
 - (v) household wastewater, washing water from milking, cleaning of machines, etc. should be controlled;
- b) the knowledge about agricultural practice and environmental problems should be improved, i.e. by:
- (i) informing and educating farmers and advisors on environmental effects of the use of fertilizers and agricultural practices;
 - (ii) carrying out research work on environmental effects of farming management, cultivation practice, choice of crops, and developing the best cultivation practice from an environmental point of view;
 - (iii) monitoring the losses of nutrients;
- c) it should also be stressed that the Contracting Parties should have close cooperation and exchange of experience with regard to environmentally sound agricultural practice;

RECOMMENDS FURTHER that the Contracting Parties should report on their national measures taken in accordance with paragraphs a) and b) above by 1 March 1988.

CONVENTION ON THE PROTECTION OF THE MARINE
ENVIRONMENT OF THE BALTIC SEA AREA

Liite 4.

BALTIC MARINE ENVIRONMENT PROTECTION
COMMISSION - HELSINKI COMMISSION -

HELCOM 8/15

Annex 4

Eighth Meeting
Helsinki 24-27 February 1987

HELCOM RECOMMENDATION 8/2

Adopted 25 February 1987, having regard
to Article 13, Paragraph b) of
the Helsinki Convention

RECOMMENDATION CONCERNING MEASURES TO REDUCE POLLUTION BY
PESTICIDES FROM AGRICULTURE

THE COMMISSION,

RECALLING that according to Article 6 of the Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area, 1974, (Helsinki Convention), the Contracting Parties undertake to take all appropriate measures to control and minimize land-based pollution of the marine environment of the Baltic Sea Area,

RECOGNIZING the importance of agriculture as a source of pollution of the environment by pesticides,

DESIRING to limit this pollution by accomplishing special measures concerned,

RECOMMENDS to the Governments of the Contracting Parties to the Helsinki Convention that the use of pesticides in agriculture should be managed under the following conditions in conformity with the code of conduct on the distribution and use of pesticides adopted by the FAO in 1985:

- a) Application technology and practice should be designed to prevent unintentional application or run-off of pesticides to bodies of water. Establishment of protection zones beside bodies of water should be encouraged and application by aircraft should be strictly controlled;
- b) Handling and storage of pesticides should be carried out so that there is no spillage or leakage to bodies of water or to the groundwater. Washing of spraying equipment and disposal of pesticide containers should be strictly controlled;
- c) Knowledge about the environmental problems caused by pesticides should be improved by collecting and exchanging information on the presence and effects of pesticides in the marine environment of the Baltic Sea and watercourses discharging to the Baltic Sea;

- d) The environmentally sound use of pesticides should be encouraged by informing and educating farmers and advisors along the lines indicated in the Annex;
- e) Alternative methods of control of agricultural pests and weeds should be developed and their use encouraged wherever appropriate,

RECOMMENDS ALSO that the Contracting Parties should report on their national measures taken in accordance with this Recommendation by 1 March 1988,

RECOMMENDS FURTHER that information on results of investigations and approved technology should be exchanged between the Contracting Parties.

ANNEX

Education and information should aim at

- preventive methods
- integrated methods aiming at using a minimum of chemicals

Spraying equipment

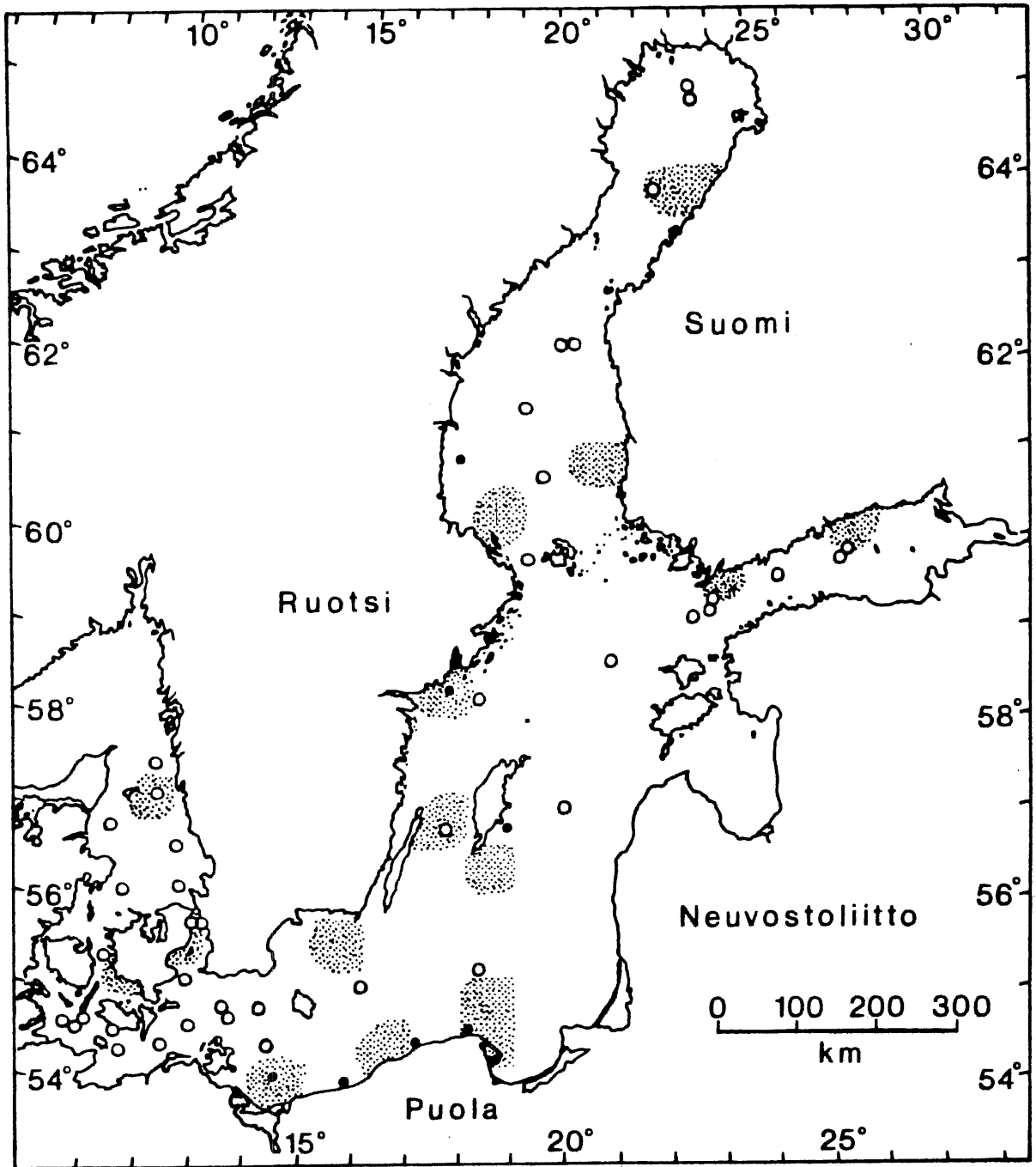
- better service and maintenance
- control of the function
- development of better equipment

Pesticide registration

- reconsideration of old substances
- strict requirements for the approval of new substances

Extension service

- better prognostication system for the need of action against pests and weeds
- better practical advice
 - due to the actual situation of the actual field and farm
 - due to the crop rotation
 - due to crop and crop variety
- choice of the best moment for spraying regarding the crop, the pest or weed, the temperature, the wind, the moisture of the air, etc.
- choosing as low dosage as possible
- choosing as environmentally harmless pesticide as possible
- giving practical advice of other methods than chemical methods



Kuva. Itämeren seurantatutkimuksessa käytettävät eri maiden yhteiset havaintopisteet ja kalankeruualueet.

HAJAKUORMITUS - MITÄ TIEDETÄÄN, MITÄ PITÄISI TIETÄÄ

MMT Lea Kauppi
Vesi- ja ympäristöhallitus
Vesien- ja ympäristöntutkimuslaitos

1. JOHDANTO

Yleensä on tapana sanoa, että hajakuormitus on viime aikoina saanut runsaasti huomiota. Oikeastaan nyt voisi todeta, että jo pitkään asiasta on ainakin puhuttu. Mirja Särkkä aloitti viisaasti jo vuonna 1962 ravinteiden huuhtoutumistutkimuksen pienillä valuma-alueilla ja ensimmäiset arviot hajakuormituksen suuruudesta hän esitti v. 1971 (Särkkä 1971). Jo sitä ennen oli Kajosaari (1965) esittänyt arvion peltoalueen fosforihuuhtoutumista, tosin hyvin rajalliseen aineistoon perustuen. Kyse ei siis todellakaan ole mistään vastakeksitystä ilmiöstä.

2. HAJAKUORMITUKSEN SYNTY

Knisel ja Nicks (1980) ovat kuvanneet hajakuormituksen syntyyn vaikuttavat tekijät seuraavasti:

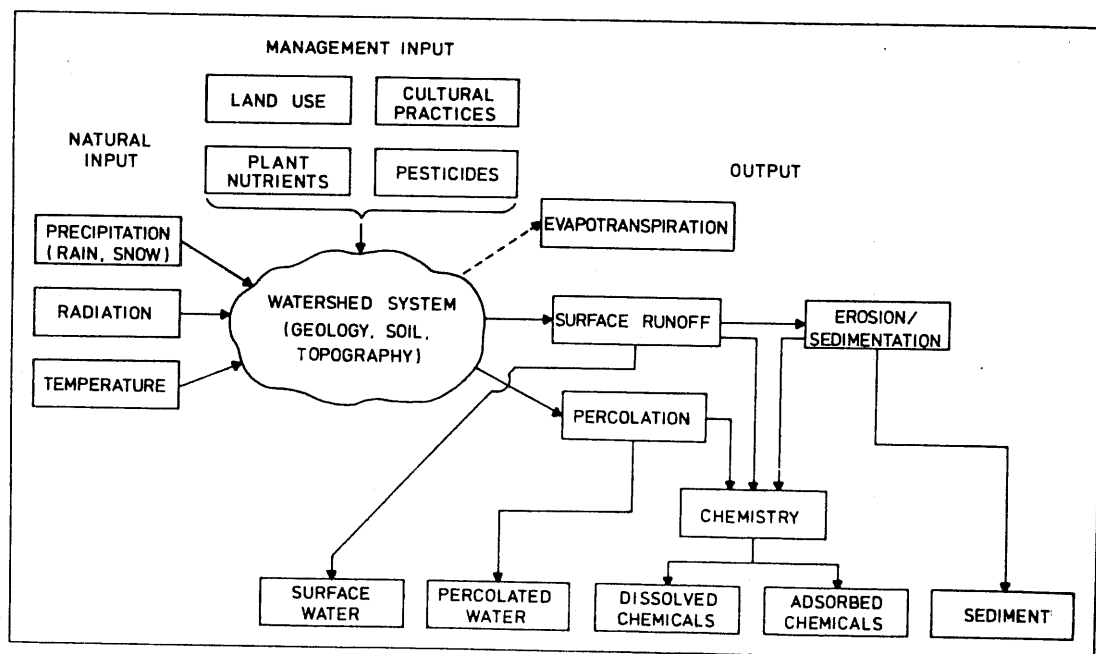


Fig. 1. Flow chart of system for evaluating nonpoint source pollution.

Monet kaavioon sisältyvistä prosesseista tunnetaan melko hyvin. On olemassa useitakin dynaamisia malleja, jotka kuvaavat eroosiota ja huuhtoutumista yksittäiseltä pelto-lohkolta (esim. CREAMS, HSPF, SWAM). Viime aikoina on myös pyritty kehittämään pienehköille valuma-alueille soveltuvia huuhtoutumismalleja. Se, että malleja on olemassa, ei tietenkään todista asian täydellistä hallitsemista. Kuitenkin se osoittaa, että asia on karkeasti

ottaen "hanskassa". Suomessa ei toistaiseksi ole kovinkaan paljon käytetty dynaamisia huuhtoutumismalleja, vaan on tyydytty karkeampiin arviointimenetelmiin. Useissa tapauksissa se riittäneekin, mikäli hajakuormituksen merkitys ei kyseisellä alueella ole suuri. Sen sijaan niissä tapauksissa, joissa hajakuormitus muodostaa valtaosan kokonaiskuormituksesta, olisi sen synty pystyttävä kuvaamaan melko tarkasti, jotta tiedettäisiin, kuinka kuormitusta voidaan vähentää.

Sovellettaessa muualla kehitettyjä malleja Suomen oloihin, törmätään toisaalta siihen, että a) malli ei kuvaakaan kaikkia meillä tärkeitä prosesseja lainkaan tai tekee sen erittäin puutteellisesti ja toisaalta siihen, että b) meillä ei ole mitattu esimerkiksi maaperästä sellaisia muuttujia, joita tarvitaan mallin syöttötiedoiksi. Ensiksimmäinen ongelma on helposti ratkaistavissa, jos meillä on asiasta olemassa hyvä kuvaus, jolla voidaan korvata kyseinen osa alkuperäisestä mallista. Esimerkiksi sopii hyvin lumensulamiskauden hydrologia.

Vaikeampi pulma saattaa muodostua puuttuvista syöttötiedoista. Erityisesti eroosioon, ja siten myös fosforin liikkumiseen, vaikuttavissa tekijöissä on sellaisia, jotka ovat meillä (ja ehkä muuallakin) huonosti tunnettuja. Käsittääkseni yksi tällainen tekijä on fosforin rikastuminen eroosioainekseen, eli että erodoituvan maan aineksen fosforipitoisuus on korkeampi kuin alueen pintaan keskimäärin. Tämä johtuu luonnollisesti erikokoisten maahiukkasten erilaisesta erodoituvuudesta. Toisaalta myös viljelymenetelmät, joita meillä käytetään, poikkeavat esimerkiksi Yhdysvalloissa käytetyistä. Tästä syystä saattaa olla tarpeen tutkia eri viljelymenetelmien vaikutuksia eroosioon ja huuhtoutumiseen myös meillä. Tämä edellyttää kokeellista tutkimusta. Sen rinnalla tulisi kuitenkin aina muistaa synteesein tärkeys, muuten saamme aina vain lisää yksittäisiä mittaustuloksia. Karkeakin malli auttaa hahmottamaan kokonaisuutta ja eri tekijöiden keskinäisiä suhteita paremmin kuin irralliset tulokset.

Hajakuormituksen määrää koskevaa tutkimusta tulisi jatkossa suunnata kuormituksen syntymekanismien selvittämiseen, eli siihen, mitkä tekijät valuma-alueella määräävät kuormituksen suuruuden. Vain tätä kautta päästään siihen, että tuloksia voidaan yleistää, eikä aina tarvitse turvautua mittauksiin. Eri vesiensuojelutoimenpiteiden vaikutusta pitäisi pystyä ennakoimaan.

3. MITÄ TAPAHTUU VESISTÖSSÄ?

Keskustelu siitä, mikä merkitys on hajakuormituksella eri vesistöissä, on kovasti vilkastunut viime aikoina. Keskusteluinnon yhteiskunnallisia syitä ei tässä yhteydessä kannata suuremmin pohtia. Se, että asiasta voidaan esittää hyvinkin erilaisia näkemyksiä ilman, että kukaan voi väittää niitä suoranaisesti vääriksi, osoittaa kiistatta tutkimustarvetta olevan. Lyhyesti sanottuna tärkeimmät syyt hajakuormituksen vesistövaikutusten arvioinnin

vaikkeuteen ovat 1) hajakuormituksen ajallisesti epätasainen jakautuminen ja 2) fosforin sitoutuminen maahiukkasiin.

Hajakuormitus keskittyy kevään ja syksyn ylivirtaamakausiin ja yksittäisiin rankkasateisiin (Kohonen 1982, Rekolainen ja Seuna 1987). Se, mikä merkitys tällä epätasaisella kuormituksella on vesistössä, riippuu oleellisesti vesistön ominaisuuksista. Joki, järvi ja meri ovat tässä suhteessa melko lailla erilaisia. Lienee perusteltua väittää, että joessa kevään tulva-ajan kuormitus kulkee läpi systeemin ilman suurempia välittömiä vaikutuksia. Vaikeammaksi vaikutusten arviointi tulee järvessä ja meressä. Kykenevätkö keväiset leväkukinnat hyödyntämään kuormitushuipun vai sedimentoituuko fosfori suureksi osaksi pohjalle pois aktiivisesta kierrosta?

Tiedossani ei ole kvantitatiivisia arvioita siitä, miten tehokkaasti keväiset leväkukinnat pystyvät fosforia sitomaan. Ilmiönähän ne ovat kyllä tunnettuja. Fosfori vapautuu maahiukkasista kemiallisen desorption kautta eikä se sinänsä edellytä levien läsnäoloa. Sitomalla liukoista fosforia vedessä levät kuitenkin mahdollistavat jatkuvan desorption, koska se riippuu voimakkaasti veden fosfaattifosforipitoisuudesta.

Sedimentaationopeus puolestaan riippuu mm. maapartikkelien koosta. Mitä pienempiä partikkelit ovat, sitä kauemmin ne säilyvät vesifaasissa, ja sitä enemmän fosforia ehtii vapautua. Pohjaan sedimentoitunut fosfori voi myös vapautua uudelleen veteen. Monet maatalousalueiden järvet ovat niin matalia, että tuuli saa aikaan sedimentin resuspension, jolloin fosforin desorptiota voi taas tapahtua. Fosforia vapautuu myös sedimentistä ilman resuspensiotaikin sopivissa olosuhteissa.

Kaiken kaikkiaan hajakuormituksen vesistövaikutusten määrällinen arviointi on toistaiseksi erittäin epävarmalla pohjalla. Lisää tietoa tarvitaan ainakin fosforin desorptiosta eroosioaineksesta, sedimentaation merkityksestä kasvukauden ulkopuolisen kuormituksen "eliminoijana", sedimentin resuspensiosta ja fosforin mobilisaatiosta sedimentistä. Tiedon tarve ei välttämättä aina tarkoita uusien mittausten tarvetta, vaan mahdollisesti vain hajallaan olevan tiedon kokoamista yhteen kokonaiskuvan saamiseksi asiasta.

KIRJALLISUUS

- Kajosaari, E. 1965. Huomioita fosforin huuhtoutumisesta vesistöihin. *Vesitalous* 1965, 3: 17 - 25.
- Knisel, W.G. & Nicks, A.D. 1980. Model documentation. Chapter 1. Introduction. In: Knisel, W.G. (ed.), *CREAMS: a field scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems*: U.S. Department of Agriculture, Conservation Research Report No 26: 1 - 12.
- Kohonen, T. 1982. Influence of sampling frequency on the

estimation of soil run-off. Vesientutkimuslaitoksen julkaisuja 27.

Rekolainen, S. & Seuna, P. 1987. Tulva-aikojen merkitys ravinteiden huuhtoutumisessa eräältä maatalousvaltaiselta valuma-alueelta. Oulun vesistötutkimuspäivät. 7. - 8.4.1987.

Särkkä, M. 1971. Kasvinravinteiden huuhtoutuminen maaperästä Suomessa. Kemian Teollisuus 28: 367 - 377.

